



Università degli Studi della Tuscia di Viterbo

Dipartimento di
Scienze e Tecnologie per l'Agricoltura, le Foreste, la Natura e l'Energia

**Dottorato di Ricerca in
Economia e Territorio - XXV Ciclo**

**Imprese agricole e mitigazione dei
cambiamenti climatici fra incentivi pubblici e
responsabilità privata**

AGR/01

Coordinatore

Prof. Alessandro Sorrentino

Tutor

Prof. Silvio Franco

Dottorando

Nicolò Passeri

INDICE

Introduzione	p. 5
1. L'impatto ambientale dell'agricoltura: il ruolo nei cambiamenti climatici	
1.1 Premessa	p. 10
1.2 Il contributo dell'agricoltura ai flussi di GHG	p. 15
1.3 La gestione dei flussi di GHG: politiche agricole e iniziative private	p. 21
2. Il calcolo delle emissioni di GHG in agricoltura	
2.1 L'approccio a livello di settore	p. 25
2.1.1 Metodologia	
2.1.2 Risultati	
2.2 L'approccio a livello di prodotto (LCA)	p. 37
2.2.1 Metodologia	
2.2.2 Risultati	
2.3 Un primo approccio a livello aziendale	p. 44
2.3.1 Metodologia	
2.3.2 Applicazione della metodologia a scala nazionale	
3. La capacità di assorbimento di GHG dell'agricoltura	
3.1 L'approccio a livello di settore	p. 57
3.1.1 Metodologia	
3.1.2 Risultati	
3.1.3 Il confronto con le emissioni	
3.2 L'approccio a livello di processo	p. 62
3.2.1 Il calcolo degli assorbimenti	
3.2.2 Il confronto con le emissioni	
4. Implicazione politiche e di mercato nel rapporto agricoltura-ambiente	
4.1 Inquadramento dell'argomento	p. 67
4.2 La dimensione ambientale nella PAC	p. 69
4.3 La condizionalità e il <i>greening</i>	p. 71
4.4 Le misure agro-climatico-ambientali	p. 78
4.5 L'approccio di mercato attraverso gli strumenti privati	p. 83
4.6 Come individuare le aziende virtuose?	p. 86

5. Dai flussi di GHG al bilancio ambientale dell'azienda: una proposta metodologica	
5.1 Il bilancio di emissioni/assorbimenti	p. 90
5.1.1 <i>Metodologia</i>	
5.1.2 <i>Struttura del modello</i>	
5.1.3 <i>I limiti del modello</i>	
5.2 Il bilancio ambientale delle aziende agricole	p. 98
5.2.1 <i>La teoria di riferimento: l'impronta ecologica</i>	
5.2.2 <i>L'impronta ecologica dell'agricoltura: una variante metodologica</i>	
5.2.3 <i>Struttura del modello</i>	
5.3 L'implementazione dei modelli di calcolo	p.111
6. Applicazione della metodologia a un caso di studio	
6.1 La Tenuta La Parrina	p.115
6.1.1 <i>Storia</i>	
6.1.2 <i>Processi di produzione</i>	
6.1.3 <i>Processi di trasformazione e altre attività</i>	
6.2 Il bilancio tra emissioni e assorbimenti	p.121
6.3 Il bilancio ambientale	p.126
6.4 Commento dei risultati	p.129
7. Relazione fra <i>performance</i> economiche e ambientali: implicazioni per gli indirizzi di politica agricola	
7.1 I risultati economici dell'azienda	p.134
7.2 Confronto delle <i>performance</i> economiche e ambientali delle colture	p.138
7.3 I <i>trade off</i> economico-ambientali nel caso delpomodoro	p.144
7.4 Valutazioni economico-ambientali a livello d'impresa	p.148
7.4 Implicazioni a livello pubblico e privato	p.149
Conclusioni	p.152
Bibliografia	p.161

INTRODUZIONE

La Politica Agricola Comunitaria (PAC) invita, con ritmo regolare, a ripensare alle linee d'indirizzo e di condotta da adottare per perseguire gli obiettivi stabiliti in sede negoziale. Negli ultimi anni un ruolo di sempre maggiore interesse è stato svolto dall'integrazione tra gli obiettivi economici e ambientali. Questo complesso connubio, infatti, trova larghi spazi di riflessione in ambito agricolo, dove le risposte economiche sono direttamente influenzate, oltre che dal mercato, anche dalle interazioni con l'ambiente e le risorse naturali.

Allo stesso tempo, un'attenzione sempre crescente da parte della società civile ha stimolato il dibattito fra i decisori politici per quanto riguarda sia i rapporti di equilibrio tra ambiente ed economia, sia il ruolo del sistema agricolo nel gestire in modo adeguato le risorse naturali che sono coinvolte nei suoi processi gestionali.

Se si prende in esame lo stato dell'arte della ricerca rispetto al ruolo e agli impatti sull'ambiente delle attività umane, sono disponibili differenti approcci e metodologie che, però, sono in grado di fornire indicazioni solo parziali e non sempre pienamente attendibili.

Per quanto riguarda, in particolare, il settore agricolo, proprio in funzione della sua posizione di confine tra ambiente ed economia, le metodologie che sono state proposte si basano, da un lato, su approcci di tipo naturalistico/biologico, in cui la componente economica trova uno spazio marginale o, dall'altro lato, su approcci mutuati dal settore industriale, perdendo quelle specificità di stretta relazione con gli ecosistemi che caratterizzano le specificità, produttive e non solo, del settore primario. Infatti, a differenza di tutte le altre attività economiche, l'agricoltura interviene in maniera diretta nei cicli biologici di piante e animali e li altera per le sue finalità produttive.

Le relazioni fra ambiente e agricoltura, pertanto, vanno ben oltre quelle che caratterizzano gli altri settori produttivi e che, con un approccio quantomeno discutibile che pone la sfera economica in una posizione privilegiata rispetto a quella ambientale, vengono considerate come "esternalità". Nel caso dell'agricoltura, invece, appare più opportuno inquadrare gli effetti ambientali che si realizzano all'interno del settore come "*internalità*", intendendo con questo termine delle azioni che incidono sulla qualità dei fattori produttivi utilizzati dal settore stesso, prima ancora che con l'ambiente inteso in

senso lato.

In questa situazione, è della massima importanza identificare quali siano gli ambiti di impatto dell'attività agricola sull'ambiente e valutarne nel modo più affidabile possibile l'entità con lo scopo di limitare i comportamenti che incidono in modo negativo sulle risorse naturali, promuovendo invece quelli che migliorano la qualità degli ecosistemi e la loro capacità di fornire servizi al settore stesso e alla collettività.

Fra i vari ambiti d'impatto sull'ambiente delle attività antropiche quello sul quale si concentra la maggiore attenzione dei politici e degli studiosi è senza dubbio il contributo al fenomeno dei cambiamenti climatici causato dalla emissione di gas a effetto serra (*Green House Gasses* - GHG).

L'agricoltura, come ogni altra attività produttiva, contribuisce alla generazione di gas climalteranti, anche se, come si avrà modo di approfondire in questo studio, ancora non si è raggiunta una posizione condivisa su quali fonti emissive siano da attribuire al settore e, soprattutto, sulle modalità per valutare l'entità di tali emissioni. Fra l'altro, la prospettiva di tale valutazione è influenzata dall'oggetto su cui viene condotta, che modifica in maniera significativa l'approccio all'interpretazione dell'impatto stesso. Esso, infatti, assume valenze molto diverse passando dal settore nel suo insieme al singolo prodotto.

D'altro canto, l'agricoltura, unica fra tutti i settori produttivi, ha la possibilità di contribuire a limitare le emissioni di GHG grazie alla capacità delle strutture vegetali, su cui si basano tutti i processi di coltivazione, di stoccare carbonio al loro interno. Anche su questo aspetto si è ben lontani da raggiungere una visione condivisa, sia a livello concettuale che con riferimento a metodologie in grado di quantificare l'effettiva entità degli assorbimenti.

E' proprio partendo da tali evidenze che ci si è posti il primo quesito di ricerca affrontato in questo lavoro di tesi:

“E' possibile valutare in modo affidabile l'impatto ambientale, in particolare in termini di contributo ai cambiamenti climatici, dell'attività agricola?”

Il rapporto fra agricoltura e ambiente, come si è detto, proprio per le notevoli implicazioni del settore in termini di impatti e di possibilità di gestione delle risorse naturali, è oggetto ormai da alcuni decenni degli interventi di politica agricola. Le logiche con cui la PAC affronta questa sfida sono fondamentalmente di due tipi: la definizione di requisiti cogenti che tutte le imprese sono chiamate a rispettare per accedere al sostegno di base (condizionalità), l'erogazione di incentivi economici legati al miglioramento del

sistema di gestione e/o produzione (misure agroambientali).

Tali interventi per essere efficaci, in termini di risultati raggiunti, ed efficienti, in termini di ottimizzazione della spesa pubblica, devono basarsi su valutazioni affidabili degli impatti ambientali delle pratiche agricole e su come le diverse azioni poste in essere possano effettivamente ridurli. Questo processo, per la natura stessa della PAC, ha come unità di riferimento l'azienda agricola che, come risultato delle valutazioni economiche dell'imprenditore, è il soggetto che determina gli effettivi livelli d'impatto dei processi agricoli sulle risorse ambientali.

Tuttavia, come si avrà modo di argomentare, la valutazione degli impatti ambientali dell'agricoltura, in particolare per quanto riguarda il contributo ai cambiamenti climatici, si è fino ad oggi concentrata al livello di settore, prioritariamente per il rispetto dei vincoli imposti dal protocollo di Kyoto, o al livello di prodotto, per finalità di certificazione e comunicazione ambientale implementate attraverso approcci di *Life Cycle Assessment* (LCA).

In una logica di politica agricola, i cui obiettivi sono individuare ed attuare interventi che portino le imprese del settore a migliorare le loro performance economiche e ambientali, è invece necessario che le valutazioni delle implicazioni ambientali dell'attività agricola siano condotte a livello di azienda. Per quanto riguarda la pressione sugli ecosistemi e, in particolare, l'aspetto del contributo ai cambiamenti climatici, appare necessario riuscire a identificare delle metodologie affidabili e condivise in grado di produrre indicatori di impatto che, applicati alla singola impresa, possano indirizzare gli interventi in modo coerente con le finalità del decisore politico.

D'altro canto, le istanze provenienti dalla società, che si ripercuotono anche sulle scelte di acquisto dei consumatori, rendono le imprese del settore agricolo sempre più attente alle implicazioni ambientali del loro agire e alle modalità con cui informare il mercato dei comportamenti virtuosi che hanno adottato a questo riguardo. Anche da questo punto di vista, quindi, la possibilità di valutare l'impatto ambientale riferito alla dimensione aziendale, e di comunicarlo in modo efficace ai consumatori, può aprire interessanti prospettive.

E' da queste considerazioni che scaturisce il secondo quesito di ricerca:

“Come quantificare l'impatto ambientale dell'attività di un'azienda agricola?”

Una risposta positiva a questa domanda si traduce nella possibilità di individuare delle metodologie per la valutazione dell'impatto ambientale di un'azienda agricola la cui

applicazione consente di pervenire alla determinazione di indicatori sintetici in grado di quantificarne il livello di sostenibilità. Se, come si argomenterà nella tesi, tali metodologie possono essere effettivamente definite ed applicate operativamente alle singole aziende agricole, si apre un ampio spazio di manovra, sia per indirizzare in modo più efficiente gli interventi di politica agricola, sia per identificare le aziende che adottano comportamenti virtuosi dal punto di vista ambientale e metterle in condizione di trarne un vantaggio competitivo sul mercato.

Da queste considerazioni nascono due ulteriori quesiti di ricerca:

“In che modo la PAC può utilizzare uno strumento di valutazione dell’impatto ambientale aziendale per implementare azioni coerenti con i suoi obiettivi?”

e

“Come le aziende possono utilizzare uno strumento di valutazione del loro impatto ambientale per valorizzare i propri prodotti sul mercato?”

Per tentare di rispondere ai suddetti quesiti di ricerca la tesi è articolata in tre parti.

Nella prima parte, sviluppata nei tre capitoli iniziali, vengono affrontate le questioni generali relative all’impatto ambientale dell’agricoltura con particolare riferimento al ruolo che il settore riveste nell’ambito dei cambiamenti climatici. La discussione, partendo dalle evidenze relative al possibile contributo dell’agricoltura nella generazione e nella limitazione dei flussi di gas climalteranti, affronta nel dettaglio lo stato dell’arte della valutazione delle fonti di emissioni e delle capacità di assorbimento dei GHG. Per quanto riguarda le emissioni, dopo aver descritto le metodologie attualmente impiegate a livello internazionale, vengono presentati i risultati di una ricerca che ha adottato un approccio a scala aziendale basato su un’analisi tipologica. Per gli assorbimenti di GHG, invece, ci si soffermerà sia sull’approccio standard proposto a livello internazionale che su recenti studi che concentrano la loro attenzione a livello dei processi produttivi.

La seconda parte, che si articola nei successivi tre capitoli, concentra l’attenzione sulla valutazione dell’impatto ambientale dell’agricoltura a livello aziendale. In particolare, nel capitolo 4 si illustrano le ragioni per le quali è necessario considerare come riferimento della valutazione la scala aziendale, guardando sia agli obiettivi dell’intervento pubblico in agricoltura, sia alle opportunità offerte da un mercato, quale quello dei prodotti agroalimentari, la cui domanda è sempre più attenta alla connotazione ambientale dei produttori. Nel capitolo 5 vengono proposte due metodologie per eseguire tale valutazione:

la prima basata sulla comparazione di emissioni e assorbimenti di GHG, stimati in modo coerente con la scala aziendale di analisi; la seconda che, guardando in termini più generali, esegue un bilancio fra la domanda di risorse naturali e l'offerta di capacità biologica dell'azienda agricola applicando una revisione metodologica al calcolo dell'impronta ecologica. La verifica applicativa delle metodologie, condotta per mezzo di un software che implementa i due modelli di calcolo, viene proposta nel capitolo 6 in cui, dopo la descrizione dell'azienda individuata come caso di studio, si presentano i risultati della valutazione.

La terza e ultima parte della tesi, sviluppata nel capitolo 7, è dedicata all'approfondimento delle possibili applicazioni delle metodologie di monitoraggio e valutazione delle performance ambientali dell'azienda agricola. La trattazione, proprio per rispondere alle due domande di ricerca relative a questo aspetto, è divisa in una prima parte relativa all'impiego per finalità di politica agricola e la seconda orientata a verificare le possibilità di utilizzazione in chiave di ottenimento di una certificazione ambientale da parte dell'azienda. Per quanto riguarda il primo punto, si è fatto riferimento al caso di studio per simulare l'impatto congiunto sulle performance economiche ed ambientali di scenari legati a diverse scelte gestionali e produttive indotte da eventuali misure di politica agraria. Con riferimento al secondo punto, si discute di come una valutazione di sostenibilità (sia essa espressa in termini di rapporto emissioni/assorbimenti di GHG o di bilancio ecologico) possa inserirsi nell'attuale quadro delle certificazioni ambientali.

I risultati ottenuti nelle diverse parti dello studio, interpretati alla luce dei quesiti di ricerca che ci si è posti, forniscono lo spunto per formulare alcune riflessioni conclusive.

CAPITOLO 1

L'IMPATTO AMBIENTALE DELL'AGRICOLTURA: IL RUOLO NEI CAMBIAMENTI CLIMATICI

1.1 Premessa

L'attività agricola riveste un ruolo di particolare rilevanza all'interno del dibattito internazionale, oltre che per la sua funzione economica, anche per il suo ruolo chiave nella salvaguardia delle risorse ambientali. Il settore agricolo, infatti, rientra nel novero delle attività prioritariamente coinvolte nel mantenimento del capitale naturale e, allo stesso tempo, nella fornitura di servizi ambientali (MEA, 2005; Nelleman *et al.*, 2009; UNEP, 2011).

Per quanto riguarda il primo aspetto, a partire dal protocollo di Kyoto fino a giungere alle *accounting rules* concordate alla *United Nations Climate Change Conference* di Durban nel 2011, sono state definite successive modalità di valutazione delle emissioni dei gas serra (GHG - *Greenhouse Gasses*) che, fra gli altri, riguardano esplicitamente il settore agricolo. Al momento è aperto un complesso negoziato per arrivare a una scelta condivisa delle nuove regole sulla base delle quali definire gli obiettivi di riduzione dei gas serra in relazione al loro impatto potenziale sui cambiamenti climatici.

Le negoziazioni e gli accordi sul tema del cambiamento climatico sono cominciati nel 1992 con la Conferenza sull'Ambiente e sullo Sviluppo delle Nazioni Unite (UNCED - *United Nations Conference on Environment and Development*) durante la quale è stata redatta la prima convenzione quadro sui cambiamenti climatici (UNFCCC - *United Nations Framework Convention on Climate Change*). Tale convenzione acquisì immediatamente la veste di trattato internazionale e la negoziazione ebbe luogo durante la conferenza di Rio de Janeiro.

Il trattato, nella sua formulazione originaria, non poneva limiti obbligatori per le emissioni di gas serra alle nazioni ed era quindi legalmente non vincolante. Esso includeva invece la previsione di aggiornamenti (denominati "protocolli") che avrebbero posto dei limiti obbligatori di emissioni.

Il principale di questi è il protocollo di Kyoto, diventato molto più noto della stessa UNFCCC, il cui obiettivo dichiarato è “raggiungere la stabilizzazione delle concentrazioni dei gas serra in atmosfera a un livello abbastanza basso per prevenire interferenze antropogeniche dannose per il sistema climatico” (UN, 1988).

I termini del protocollo, ratificati nel 1994 e sottoscritti nel 1997 (Noble *et al.*, 2001), hanno riguardato la riduzione delle emissioni di GHG¹ del 5% rispetto ai livelli degli anni '90 entro il quadriennio 2008-12 (Khanna, 2001). Il protocollo fissa un limite vincolante di emissioni e, per il rispetto delle condizioni, permette la commercializzazione di crediti di emissione (Boom, 2001). I primi sistemi di commercializzazione dei crediti di emissione furono avviati nel 2000 (Petty e Ball, 2001) ma solo il 16 febbraio 2005 sono stati fissati i requisiti di un mercato internazionale riconosciuto nell'ambito della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici.

Per poter stabilire come intervenire sulla problematica della riduzione delle emissioni, permettendo così ai decisori politici di intraprendere iniziative per la riduzione ed il contenimento e per fare maggiore chiarezza anche sul mercato dei crediti, sono state sviluppate numerose analisi sul contributo in termini emissivi delle diverse attività umane.

Ogni attività antropica contribuisce in maniera differente alla produzione delle emissioni di GHG, sia per tipologia che per quantità.

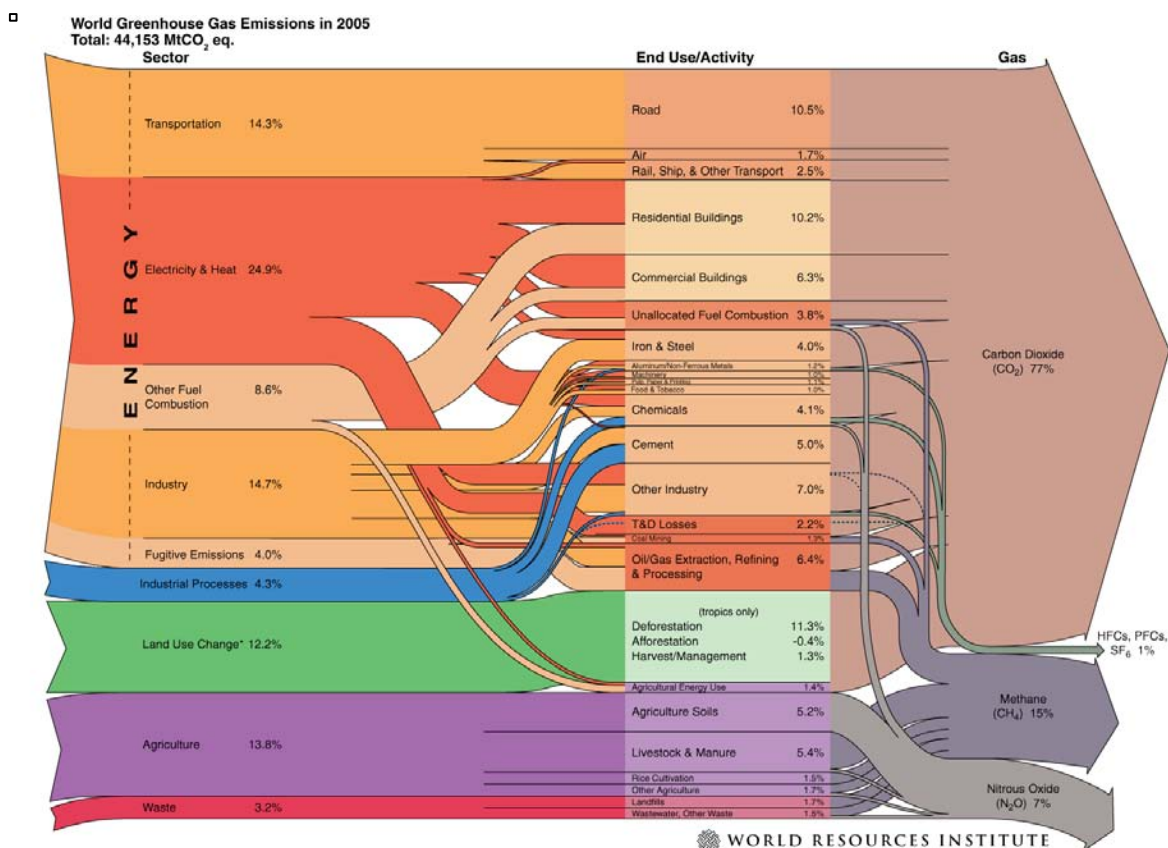
Negli ultimi 200 anni, più di 2,3 trilioni di tonnellate di CO₂ sono state rilasciate in atmosfera a causa delle attività umane, per l'uso dei combustibili fossili e a causa del cambio dell'uso del suolo (deforestazione, destinazione di terreni a coltivazioni e costruzioni). Il 50% di queste emissioni è stato rilasciato in soli 30 anni nel periodo 1974-2004 ed il più importante incremento si è verificato nel 2004, quando più di 28 miliardi di CO₂ sono state rilasciate in atmosfera soltanto dai combustibili fossili.

La figura 1.1 mostra una fotografia completa dell'origine delle emissioni di GHG; osservando la parte sinistra della rappresentazione si osserva come i comparti connessi direttamente all'uso di energie (trasporto, produzioni di oli combustibili) contribuiscano al totale per circa il 60%. A livello di settore i maggiori contribuenti di emissioni globali sono il comparto elettrico 24,9%, il cambio dell'uso del suolo 12,2%, i trasporti 14,3%, l'agricoltura 13,8%, l'industria per circa il 22%. L'anidride carbonica (CO₂) contribuisce alle emissioni di gas climalteranti con circa il 77% del totale, seguita dal metano (CH₄) con il 14% e dal protossido di azoto (N₂O) con l'8%. La maggior parte delle attività umane,

¹ I gas a effetto serra con effetti climalteranti sono riconosciuti essere l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄) e il protossido di azoto (N₂O).

infatti, produce CO₂, mentre le emissioni di metano e protossido di azoto sono legate a comparti specifici come estrazione di minerali, raffinazione dei combustibili fossili e agricoltura (Baumert *et al.*, 2005).

Figura 1.1 – Emissioni di GHG delle attività umane



Fonte: World Resource Institute

In particolare, per quanto riguarda il settore agricolo, la valutazione dell'impatto dell'attività agricola sul clima è definito a livello internazionale dalla pubblicazione, da parte dell'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), di linee guida per l'identificazione delle fonti emissive di GHG e la loro quantificazione. Tale approccio è condiviso anche a livello europeo, anche se è tuttora in corso un acceso dibattito sulla correttezza delle metodologie di contabilizzazione e sulle implicazioni che i diversi metodi possono (e potrebbero) avere sul ruolo dei diversi settori produttivi e dei singoli Paesi.

A livello italiano, l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) redige l'"Inventario nazionale delle emissioni" (*National Inventory Report - NIR*) eseguendo la contabilizzazione in conformità agli standard metodologici IPCC per tutti i

settori e, quindi, anche per l'agricoltura². I risultati contenuti nel NIR identificano nel settore agricolo il principale responsabile dell'emissione di metano (CH₄) e protossido di azoto (NO₂) e il più alto contributore di emissioni, espresse in termini di tonnellate di CO₂ equivalente, dopo il settore energia (Còndor, 2011)³. Da notare il dato percentuale nazionale sulle emissioni di GHG dell'agricoltura è in linea, anche se leggermente inferiore, rispetto al totale europeo sia a 15 che a 27 (EEA, 2011).

Nella metodologia IPCC alle attività agricole è riconosciuta una capacità di assorbimento di CO₂, la quale però non viene attribuita al settore ma inserita nella categoria dei cosiddetti LULUCF (*Land Use, Land Use Change, Forestry*); all'interno di tale categoria, infatti, è incluso il conteggio degli assorbimenti di carbonio da parte delle "coltivazioni", distinte in colture annuali, poliennali e arboree. Mentre per le prime si assume un contributo nullo, per le altre due sotto-categorie è conteggiata la capacità netta di stoccaggio di carbonio, come differenza fra guadagni e perdite nella biomassa vegetale e nel suolo, che viene convertita in termini di emissioni/assorbimenti di CO₂. Da notare che, oltre all'Italia, fra i Paesi EU-15 solo Spagna, Grecia, Portogallo e Irlanda presentano un saldo di emissioni negativo per la categoria coltivazioni e, comunque, nessuno paragonabile a quello italiano⁴.

In definitiva, secondo la metodologia IPCC, che è quella che guida la valutazione dei GHG ai fini dell'applicazione del protocollo di Kyoto, all'agricoltura vengono imputate solo le emissioni di CH₄ e N₂O, mentre le emissioni e gli assorbimenti di CO₂ associati ai processi di coltivazione sono computati all'interno di altri settori. Per quanto riguarda le emissioni di CO₂, queste sono originate in misura quasi esclusiva dalla meccanizzazione e dall'impiego di mezzi tecnici, principalmente fertilizzanti; le emissioni legate alla meccanizzazione sono attribuite al settore "energia", mentre le seconde sono incluse all'interno del settore "processi industriali". Gli assorbimenti, come si è visto, sono inclusi nella categoria dei LULUCF con un approccio che, di fatto, "nasconde" la capacità di assorbimento e stoccaggio di GHG dei sistemi agricoli, fra l'altro riconosciuta nell'articolo 3.4 dello stesso protocollo di Kyoto (Pettenella *et al.*, 2006), all'interno del ruolo largamente preponderante delle foreste. Tale capacità di assorbimento, fra l'altro, non è

² La metodologia adottata individua come origine delle emissioni dell'agricoltura i suoli agricoli, la fermentazione enterica, la gestione delle deiezioni, le risaie e la combustione delle stoppie.

³ Questi dati devono essere letti in funzione del fatto che, all'interno del comparto energia, rientrano tutti i consumi di combustibili fossili degli altri settori, inclusa l'agricoltura.

⁴ Per l'Italia il dato di assorbimento di CO₂ delle coltivazioni è di 12,3 milioni di tonnellate, per la Spagna di poco superiore ai 3 milioni di tonnellate e per nessuno degli altri Paesi supera il milione di tonnellate.

assolutamente trascurabile, considerando che nel 2009, con 12,3 milioni di tonnellate di CO₂ equivalente, derivanti per oltre l'85% dalle coltivazioni arboree, rappresentava oltre il 35% delle emissioni complessivamente attribuite al settore agricoltura, valutate in circa 34,5 milioni di tonnellate di CO₂ equivalente (EEA, 2011).

Alla luce di queste considerazioni, appare molto difficile, senza apportare adeguate modifiche, poter trasferire l'attuale approccio IPCC a una valutazione dell'impatto dell'agricoltura sui GHG e, più in generale, sui cambiamenti climatici, per costruire una metodologia che sia in grado di guidare delle politiche di settore rivolte alla definizione di azioni di mitigazione o che possano essere messe in atto dagli *stakeholder* coinvolti.

Infatti, se si adottasse questo approccio per indirizzare gli interventi politici sui cambiamenti climatici, l'unica opzione di mitigazione possibile sarebbe quella di una limitazione dell'attività agricola rispetto alle voci che concorrono a generare le emissioni, la cui riduzione può essere ottenuta solo adottando azioni di ridimensionamento degli allevamenti, delle fertilizzazioni organiche, della coltivazione del riso e, in generale, del suolo destinato all'attività agricola (SAU).

L'adozione acritica di una tale strategia porterebbe, in particolare riguardo alle coltivazioni, a delle conseguenze paradossali; risulterebbero virtuose, infatti, quelle pratiche che intensificano le produzioni adottando processi ad alto livello di meccanizzazione e di impiego di input chimici su superfici più limitate, mentre verrebbero penalizzate le aziende che coltivano superfici più ampie con tecniche estensive a basso impatto ambientale. Le prime, infatti, vedrebbero il considerevole incremento di emissioni trasferito ad altri settori (energia e industria), mentre l'incremento della superficie utilizzata a fini produttivi andrebbe ad accrescere le emissioni agricole delle seconde.

Essendo quindi evidente l'impossibilità di trasferire *tout court* al settore agricolo la metodologia di valutazione dei GHG adottata dagli enti nazionali e sovranazionali di matrice "ambientale", si apre la questione di come affrontare correttamente la valutazione delle emissioni e degli assorbimenti dei processi agricoli con una prospettiva coerente con le finalità ambientali delle politiche di settore.

1.2 Il contributo dell'agricoltura ai flussi di GHG

Nella gestione dei flussi di GHG è determinante il ruolo che svolgono gli operatori del settore, diretti responsabili delle scelte produttive che ne condizionano il livello di emissioni e assorbimenti. Tali scelte sono operate da attori economici, quali gli agricoltori, che indirizzano i cicli biologici ai fini produttivi, allontanandoli dall'omeostasi, ovvero dalla ricerca di stadi di equilibrio successivi, cui tenderebbero per loro natura.

L'agricoltura portata avanti nelle imprese agricole ha perseguito per lungo tempo lo squilibrio ecosistemico a fini produttivi, sopperendo ai limiti intrinseci dei sistemi con il supporto della chimica o forzando il ciclo biologico delle colture. Le conseguenze di tali azioni sono state la perdita in fertilità dei suoli, la progressiva introduzione all'interno del settore di macchinari in sostituzione della trazione animale e dell'uomo, la progressiva redistribuzione dei sistemi di produzione, che hanno visto l'incremento quantitativo per unità di superficie ed una conseguente inter-dipendenza tra aree per la perdita in differenziazione dei comparti agricoli su base nazionale.

In particolare, le imprese agricole europee, sostenute dal sussidio pubblico comunitario, hanno seguito una prima progressiva specializzazione produttiva funzionale all'aumento di produttività. Tale specializzazione ha avuto come conseguenza il calo dell'unificazione dei terreni che ha determinato la riduzione dello *stock* di sostanza organica nei suoli (Smith *et al.*, 2005) e la nascita della problematica dei nitrati (Erisman *et al.*, 2008; Jeppensen *et al.*, 2009).

Neppure il disaccoppiamento del sussidio agricolo comunitario dalla produzione ha prodotto un'inversione di tendenza, anche se nuove funzioni sono state riconosciute negli anni alle imprese agricole e più in generale all'agricoltura. Alla primaria funzione produttiva è stata riconosciuta la capacità sociale di limitare il progressivo spopolamento delle aree rurali e a questa si sono aggiunte le ulteriori funzioni di presidio paesaggistico, di salvaguardia e tutela del territorio, di conservazione degli equilibri agroambientali. In questo nuovo contesto l'impresa agricola è divenuta uno dei principali attori al livello dei sistemi rurali acquisendo un ruolo istituzionale di promotore di iniziative, riconosciuto nell'esperienza dei gruppi di azione locale (GAL).

Con il prossimo periodo di programmazione 2014-2020 le nuove sfide comunitarie sembrano modificare ancora le linee d'indirizzo della Politica Agricola Comunitaria (PAC). In particolare, le linee politiche legate al cosiddetto *greening*, che prevedono un

pagamento diretto alle aziende che perseguono pratiche agricole benefiche per il clima e l'ambiente, dovrebbero remunerare la produzione di beni pubblici, in linea con gli obiettivi della Strategia Europa 2020, indirizzando il sostegno agli agricoltori verso requisiti di mantenimento o miglioramento della qualità ambientale, oltre che della sicurezza alimentare, del benessere animale e vegetale e di alcuni standard di sicurezza sul lavoro, con lo scopo di mantenere tutti i terreni coltivati in buone condizioni agronomico-ambientali.

L'agricoltura, in particolare le imprese del settore, saranno sempre più ritenute responsabili degli effetti diretti ed indiretti dell'attività primaria sull'ambiente, acquisendo di fatto un riconoscimento per un ruolo che appare come la logica conseguenza di un processo sequenziale (Bindi *et al.*, 2011). Il presidio e la salvaguardia dovranno diventare i requisiti minimi per l'accesso ai contributi e la capacità di adattamento a queste nuove condizioni sarà il fattore chiave per la produzione di cibo (Lobell *et al.*, 2008; Iglesias *et al.*, 2011).

Coerentemente con la definizione di questo quadro, è andato crescendo il numero di studi finalizzati a stimare in modo affidabile degli impatti ambientali del settore agricolo (Iglesias *et al.*, 2010; Quiroga and Iglesias, 2009; El-Shaer *et al.*, 1997) e la sua capacità di adattamento (Alcamo *et al.*, 2007).

Le prime risposte hanno senza dubbio favorito la ricostruzione di una visione generale del problema a livello di settore, ma hanno fornito scarse indicazioni rispetto alla gestione diretta da parte degli agricoltori dei flussi aziendali di GHG. Tuttavia un'azienda agricola, intesa come organizzazione di fattori ed attività ai fini produttivi, è chiamata per sua natura alla gestione dei cicli biologici, ed è l'imprenditore agricolo l'attore principale di tali processi gestionali. Il crescente utilizzo delle macchine in primo luogo, quello dei supporti chimici e dei fitofarmaci in seconda battuta, hanno avuto come conseguenza un impatto sull'aumento delle emissioni di CO₂ e sulla capacità di sequestro di carbonio di suolo (Lal e Bruce, 1999; Smith *et al.*, 2001). Da sottolineare, a questo riguardo, che il sequestro del carbonio nei suoli agricoli potrebbe certamente portare benefici all'ambiente, ma è opportuno considerare anche la presenza di altri gas serra⁵, come quelli derivanti da composti azotati dei fertilizzanti che nel suolo emettono altri gas climalteranti.

⁵ Ad esempio dovrebbe essere considerato che il ciclo l'azoto che ha un GWP 310 volte superiore a quello della CO₂ (Watson *et al.*, 1990). Il *Global Warming Potential* (GWP), o potenziale di riscaldamento globale, è una misura relativa a quanto calore un gas serra intrappola nell'atmosfera. Di tale indice si tratterà nel dettaglio in seguito.

Da un suolo con sufficiente sostanza organica ci si aspetterebbe che un incremento di fertilizzanti azotati porti all'incremento di produzione e all'aumento di sequestro di carbonio, ma questa equazione non è così lineare e dipende da un delicato equilibrio (Beraud *et al.*, 2005). L'aumento di fertilizzanti azotati infatti porta anche all'incremento di N₂O emessa in atmosfera, perdendo di fatto qualunque beneficio guadagnato dal carbonio sequestrato (Desjardins e Riznek, 2000). Le emissioni di N₂O sono influenzate da fattori ambientali come temperature, precipitazioni e gelate esattamente quanto lo sono dalle pratiche colturali quali l'applicazione di nutrienti (fertilizzanti e letami), i sovesci e la gestione del suolo. E' proprio la variabilità temporale e spaziale delle emissioni di N₂O e il suo legame con il clima e le condizioni del suolo che rende molto complessa la stima delle emissioni di matrice agricola (Grant, 2004).

Oltre alle emissioni legate alle colture, grande importanza hanno anche le emissioni causate dagli allevamenti, legate in particolare alla fisiologia di alcuni ruminanti che producono metano durante il processo di digestione. Bisogna sottolineare, anche in questo caso, che la loro entità è determinata in una certa misura dalle scelte produttive, che influenzano la dieta degli animali ed la tipologia di allevamento. Infatti, alcune delle razioni alimentari più diffuse in stabulazione a base di concentrati e insilati hanno come conseguenza una forte produzione di metano, proprio per la scarsa digeribilità di questi alimenti, contrariamente a quanto invece accade per i foraggi freschi (Serment *et al.*, 2009; Sadet-Bourgeteau *et al.*, 2010).

In generale, quindi, all'attività agricola sono sempre associate delle emissioni di GHG la cui entità dipende fortemente dalle tecnologie produttive, in termini di input chimici, meccanizzazione, razioni alimentari e gestione delle deiezioni, e dal contesto climatico-ambientale in cui viene svolta.

D'altro canto, la concentrazione di una specie vegetale su una superficie interviene sul ciclo del carbonio, influenzandone i flussi oltre che di emissioni anche di assorbimenti (Lal, 2004b; Robertson *et al.*, 2000). Il dibattito sulla valutazione di questo bilancio è aperto da lungo tempo e, mentre viene riconosciuta a livello internazionale la capacità di stoccaggio del carbonio nel suolo (Sanchez M.L., 2002), più controversa è la situazione rispetto alla effettiva capacità di stoccaggio del carbonio all'interno della biomassa vegetale (Ceotto, 2005; Farrel *et al.*, 2006). Infatti, mentre alcuni sostengono che la quantità di carbonio stoccata all'interno delle colture di tipo erbaceo sia di fatto inconsistente, perché in realtà questa è sempre in circolo (IPCC, 2006), altri riconoscono la

possibilità di stoccaggio all'interno delle strutture vegetali. Tra questi ultimi c'è chi considera tutte le strutture della pianta capaci di stoccaggio del carbonio (radici, foglie, frutti) (Carvajal, 2009), e chi invece non riconosce la possibilità di stoccaggio se non all'interno del legno prodotto annualmente dalle colture poliennali come le arboree agrarie (Sofa *et al.*, 2005).

In questo quadro così complesso diventa indispensabile utilizzare una metodologia condivisa in grado di stimare le emissioni e gli assorbimenti effettivamente ascrivibili al settore. Proprio per provare a chiarire i problemi che presenta questa operazione di misura, di seguito saranno esaminati i principali modelli utilizzati per la valutazione delle emissioni e degli assorbimenti e quindi si procederà a sviluppare alcune considerazioni di sintesi che possono costituire la premessa per la formulazione di una proposta metodologica che possa considerare emissioni ed assorbimenti in un unico indicatore.

Per quanto riguarda il calcolo delle emissioni, i modelli che hanno trovato più spazio sono stati quelli proposti da IPCC e quelli formalizzati a livello di prodotto per analisi di tipo LCA. Queste metodologie, come si vedrà nel seguito nel secondo capitolo, presentano grandi potenzialità in termini di analisi settoriali o di filiera, ma mostrano una scarsa adattabilità a livello aziendale.

Nella gestione dei flussi rientra anche lo studio dei cicli vegetali che per loro natura immobilizzano carbonio nella vegetazione e nel suolo. Questi ultimi rappresentano un agente di canalizzazione dei flussi di gas climalteranti, catturandoli e immobilizzandoli per un certo periodo di tempo. Questo stock temporaneo rappresenta un “*sink*” di carbonio.

I cosiddetti “*sink*” (serbatoi) sono rimasti un argomento controverso per diverse ragioni. Alcuni temono che le variazioni nelle emissioni e i sequestri effettuati dai serbatoi non possano essere misurati con sufficiente precisione e che, per questa ragione, distorcano i requisiti di conformità ed il mercato dei crediti di carbonio (Van Kooten, 2009). Altri vedono il carbonio stoccato nei serbatoi terrestri come non permanente ed instabile, proprio perché le attività umane possono alterare gli stock in qualsiasi momento (Marland *et al.*, 2001). Gli stock di carbonio esistono all'interno dei sistemi terrestri (vegetazione o come superficie di scambio sulle distese oceaniche), ciascun serbatoio contiene una certa quantità di carbonio in *stock* questo viene trasferito tra serbatoi attraverso la fotosintesi, la respirazione e la combustione.

Il protocollo di Kyoto fa riferimento ai flussi tra gli ecosistemi terrestri e l'atmosfera (emissioni), mentre considera il flusso contrario tra l'atmosfera e gli stock terrestri una

rimozione, o meglio una immobilizzazione, di carbonio.

Quantitativamente, lo scambio più grande avviene tra l'atmosfera, i sistemi terrestri e gli oceani. In questo scambio un ruolo preponderante è svolto dalla fotosintesi delle piante che opera il sequestro ed un parziale e successivo rilascio di emissioni dovuto alla respirazione ed alla morte delle piante. Una certa parte della frazione organica degli ecosistemi terrestri è intrappolata nelle masse umificate dal suolo sul fondo degli oceani e una piccola parte contribuisce ai giacimenti di fonti fossili (carbone, petrolio, gas naturale) (Noble *et al.*, 2001).

Per la parte che interessa la superficie terrestre questa è costituita dalle foreste, gli ecosistemi naturali e dalle terre agricole (Dupraz, 2008, Montagnini e Nair, 2004). In particolare gli assorbimenti del settore agricolo hanno avuto meno enfasi a livello internazionale, anche se annoverati all'interno della categoria ecosistemi dell'IPCC.

La categoria degli ecosistemi agricoli è suddivisa nello schema IPCC in 3 categorie che possono immagazzinare carbonio: la biomassa, la materia organica morta (lettiera), il suolo. Per valutare le variazioni degli stock di carbonio nelle tre categorie, ovvero per valutare il bilancio netto tra emissioni e assorbimento di CO₂, la metodologia IPCC si basa sull'assunzione che i cambiamenti dello stock di carbonio in un ecosistema avvengano principalmente attraverso lo scambio di CO₂ tra la superficie terrestre e l'atmosfera, assumendo, ad esempio, la lisciviazione trascurabile. In questo modo un aumento dello stock di carbonio nel tempo equivale ad una rimozione netta di CO₂ dall'atmosfera e una diminuzione dello stock ad un'emissione netta in atmosfera.

L'agricoltura partecipa alla gestione dei flussi di carbonio tenendo conto della natura del suolo su cui insistono le colture, delle colture e delle attività che vengono portate avanti, e può influenzare sia le emissioni che gli assorbimenti. Diversi studi testimoniano come queste tre componenti abbiano dirette influenze nel ciclo del carbonio.

Per quanto riguarda le colture, è evidente che i sistemi agricoli finalizzati alla produzione di alimenti presentano uno stock esistente di carbonio in generale più alto dell'equivalente uso del suolo senza colture, con un effetto positivo anche sull'incremento di sequestro di carbonio del suolo (Smith *et al.*, 2007b, Oelbermann *et al.*, 2004; Guo e Gifford, 2002; Mutuo *et al.*, 2005; Paul *et al.*, 2003).

Esistono diversi studi che dimostrano che il mantenimento nel lungo periodo degli equilibri pianta suolo favorisce l'immobilizzazione dei gas climalteranti. La tecnica del minimum tillage o zero tillage, ad esempio, riduce notevolmente il numero di lavorazioni

sfruttando la semina su sodo e la minima lavorazione del terreno. La movimentazione del suolo ha infatti la tendenza a stimolare la perdita di carbonio attraverso un incremento dell'erosione e delle reazioni di umificazione (Madari *et al.*, 2005) e favorisce quindi il rilascio di componenti immobilizzati.

Una minima lavorazione permette una generale tendenza al mantenimento del carbonio in stock (West e Post, 2002; Ogle *et al.*, 2005; Gregorich *et al.*, 2005; Alvarez, 2005) e con la presenza di residui colturali favorisce invece la componente di sostanza organica nel suolo ed un generale risparmio energetico (Marland *et al.*, 2003; Koga *et al.* 2006, Cerri *et al.*, 2004). La natura delle colture (leguminose e da sovescio) in campo ha invece effetti diretti nell'immobilizzazione del carbonio (Smith *et al.*, 2005b; Chatskikh *et al.*., 2008; Baker *et al.*., 2007; Govaerts *et al.*., 2009; D'Haene *et al.* 2009).

Proprio la successione delle colture influenza in maniera determinante il bilancio del carbonio (Chatskikh *et al.* 2009; Lal, 2002), contribuendo all'intero bilancio dei GHG degli agroecosistemi (Grant *et al.*, 2004). In particolare, l'investimento delle superfici con colture di copertura permette una maggiore immobilizzazione del carbonio nel suolo e può anche favorire il trattenimento dell'azoto nel suolo, lasciandolo disponibile per le colture successive e limitando le emissioni di protossido di azoto (West e Post, 2002; Lal, 2004; Barthès *et al.*, 2004; Freibauer *et al.*, 2004; Smith, 2004a, b; Lal *et al.*., 2007; Six *et al.*, 2004) con effetti sinergici quando a confine di un appezzamento si inseriscono nicchie ecologiche quali siepi ed alberature (Dupraz e Liagre, 2008; Gavaland e Burnel 2005).

Al di là della tipologia di coltura, anche la gestione colturale influenza notevolmente i flussi di GHG. Alcuni studi hanno dimostrato che esiste una relazione diretta tra le tecniche di produzione in biologico e l'incremento di sequestro del carbonio (Niggli *et al.* 2009).

Tuttavia, per quanto riguarda tutte queste contabilizzazioni, che hanno come riferimento il protocollo di Kyoto, è necessario un modello analitico più chiaro, con database adeguati alle analisi e che permetta delle proiezioni per valutare gli effetti diretti legati alla conduzione delle colture (Falloon e Smith, 2003).

La metodologia IPCC calcola invece lo stock di carbonio nella biomassa, nella materia organica morta e nel suolo per sei categorie di suolo (ovvero aree coperte da boschi e foreste, aree coltivate, prati e pascoli, aree umide, aree urbane, altri tipi di uso del suolo) come emissioni connesse alla variazione dello stock stesso.

In particolare le linee guida IPCC 2006 stimano tutte le emissioni e le rimozioni di

gas serra di origine antropica nel settore AFOLU, *Agriculture, Forest and Land Use*. Questo significa una contabilizzazione di tutte le emissioni e le rimozioni che avvengono sulle aree che sono modificate dall'attività antropica, mentre non sono riportate quelle che avvengono in zone naturali non utilizzate dall'uomo.

L'utilizzo delle aree antropizzate come *proxy* degli effetti antropici totali è suggerito proprio nelle linee guida IPCC “*Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*” (LULUCF) del 2003 (IPCC, 2003).

Tuttavia, proprio nel protocollo di Kyoto i LULUCF sono trattati separatamente e diversamente da tutti gli altri settori per le difficoltà tecniche riguardanti le stime e le rimozioni di gas serra. In particolare tutte le emissioni e gli assorbimenti stabiliti dal Protocollo di Kyoto sono definiti all'interno di specifiche attività di gestione del suolo da parte dell'uomo negli Art 3.3 e 3.4.

Ma mentre nell'atto della valutazione e del conteggio degli assorbimenti le attività riguardanti riforestazione e deforestazione vanno obbligatoriamente considerate (Art 3.3), così non è per le attività citate nel paragrafo 3.4, riguardanti la stima della capacità di assorbimento da parte delle superfici agricole (UN 1998; UNFCCC secretariat, 2007). Questa volontarietà nell'applicazione del conteggio degli assorbimenti alle superfici agricole ha creato alcune difformità nelle stime delle emissioni operate a livello nazionale.

Il quadro di stima degli assorbimenti rimane dunque piuttosto ampio ed alquanto frazionato. Nel terzo capitolo verranno approfondite le principali metodologie di stima ed i relativi risultati.

1.3 La gestione dei flussi di GHG: politiche agricole e iniziative private

Da ciò che si è detto appare evidente che per perseguire gli obiettivi di mitigazione e contenimento del cambiamento climatico generato dall'azione dei gas climalteranti sia necessario un intervento di natura politica che stabilisca le regole per la gestione dei flussi.

La prima questione più problematica è proprio quella relativa alla definizione dei flussi: se la natura ne appare chiara, così come gli effetti, lo stesso non può dirsi della loro stima e misura.

Il Protocollo di Kyoto ha definito il quadro di riferimento, almeno sulla parte generale delle emissioni, ed individuando gli agenti coinvolti, ha fornito alcune indicazioni

metodologiche che ne permettono la stima. Ha altresì messo a disposizione una metodologia per la stima degli assorbimenti ed una declinazione dei tipi di suolo che possono contribuire ad essi.

Questa struttura di riferimento ha favorito le ricerche in merito, aperto nuovi scenari e lasciato ad ogni stato nazionale la possibilità di utilizzare discrezionalmente basi di dati e opzioni diverse nel calcolo sia della fase emissiva che della fase di assorbimento.

E' così nato un mercato dei crediti di carbonio a livello planetario, accompagnato contestualmente da iniziative di negoziato internazionale per la definizione di accordi obiettivo in merito agli sforzi in tema gestione dei flussi di GHG.

L'Unione Europea si è rivelata essere sempre piuttosto sensibile a queste tematiche tanto da manifestare interesse sia al protocollo di Kyoto che alle iniziative successive. Parallelamente, le tematiche ambientali in sede di negoziato internazionale (GATT-WTO) sono diventate un "grimaldello" per continuare a giustificare i pagamenti rivolti al settore agricolo. Quest'ultimo ha visto moltiplicarsi le funzioni ambientali assegnate nell'esercizio dell'attività (presidio, salvaguardia, tutela) e aumentare contestualmente le misure ed i requisiti per l'accesso ai contributi.

Le azioni politiche di matrice europea che possono ritenersi ascrivibili agli obiettivi ambientali ed economici internazionali, attivate a partire dagli anni novanta, hanno riguardato il contenimento delle terre coltivate (*set-aside*), il rinnovamento (modernizzazione del parco macchine ed insediamento giovani agricoltori), oltre a misure di carattere strettamente ambientale (misure agroambientali, come ad esempio il supporto al metodo di produzione biologico).

Tutte queste iniziative sono state considerate, in sede di stima dei flussi di gas climalteranti, per il ridimensionamento ed il contenimento della componente emissiva, trascurando la componente degli assorbimenti.

Recentemente però il Parlamento Europeo e il Consiglio hanno sottoposto alla Commissione una decisione per la Contabilizzazione delle emissioni e gli assorbimenti dei gas ad effetto serra (European Commission, 2012a) nella quale viene fatto un chiaro riferimento al ruolo che le terre coltivate possono avere per favorire un effetto mitigativo sui gas serra, in particolare rispetto all'utilità della contabilizzarne le emissioni nette. Nel documento viene inoltre evidenziata la necessità di estendere la contabilizzazione al fine di fornire maggiore visibilità a tutte le misure ed agli obiettivi di Politica Ambientale dell'Unione e che in tale iniziativa diventano strategici per la PAC.

Il documento considera inoltre minori le fluttuazioni delle emissioni e gli assorbimenti di gas a effetto serra risultanti dalle attività agricole rispetto a quelle connesse alle attività forestali e propone l'obbligatorietà nella contabilizzazione dei LULUCF per quanto riguarda le terre coltivate e i pascoli. A tal fine propone, tra i provvedimenti per incrementare l'effetto mitigativo delle terre coltivate, il miglioramento delle pratiche agronomiche tramite una migliore selezione delle varietà colturali, l'estensione della rotazione delle colture e lo stimolo ad evitare o ridurre il ricorso al maggese completo. Viene altresì denunciata la mancanza di dati che impedisce di avere un quadro sistematico completo.

Si apre allora una questione di attribuzione delle risorse destinate alle iniziative ambientali, o meglio a quelle iniziative che hanno lo scopo di contenere le emissioni e favorire lo stock dei flussi di GHG. In primis bisogna stabilire quale iniziativa politica è in grado di essere più efficace in termini di effetti e raggiungimento degli obiettivi: meglio le misure caratterizzate da adesione diretta oppure sistemi che prevedono dei requisiti in ingresso per accedere alle risorse?

Nel primo caso si tratta di misure ad adesione volontaria: promosso un bando con un obiettivo e dei requisiti, chi decide di aderire si impegna a rispettare i requisiti e, in cambio, ottiene il contributo; nel secondo caso invece si interviene a tappeto su tutti, creando dei requisiti minimi per accedere al menù delle iniziative, che però potrebbero richiedere degli adeguamenti strutturali alle imprese. In sede di pianificazione sarà quindi opportuno stabilire come agire valutando il costo delle diverse opzioni.

A questo quadro politico si aggiunge una pulsione del mercato che sempre più spesso vede le imprese interessarsi e valorizzare i propri prodotti con dichiarazioni e certificazioni a carattere ambientale, in particolar modo per i prodotti agricoli ed agroalimentari. Queste riguardano per la maggior parte la gestione dei flussi di GHG che attraverso le più diverse metodologie viene esaminata, valutata ed apposta sul prodotto, che ne diventa veicolo.

Se da un lato quindi la forma delle iniziative (puntuali o generali) diviene oggetto di studio per la redazione dei piani strategici, come per la prossima PAC a livello europeo, dall'altro anche le imprese private sono direttamente interessate a questo tema. Le imprese, infatti, potrebbero trovare un modello condiviso da prendere a riferimento come ad esempio quello dell'agricoltura biologica, supportato dalle istituzioni tramite un meccanismo di adesione su base volontaria, finalizzato all'ottenimento di marchio da spendere sul mercato. L'approfondimento e la discussione di questi temi sarà oggetto del

capitolo quattro.

Tuttavia, oltre alla natura dell'iniziativa da intraprendere, che sia pubblica o privata, esiste un'importante questione che riguarda la metodologia di valutazione dei flussi che, come approfondito nei capitoli due e tre, appare incerta ed ancora in pieno dibattito.

A questo proposito nel capitolo cinque verrà quindi suggerito e testato un nuovo strumento, differente dagli attuali, che possa risolvere la questione della valutazione dei flussi che riguardano il settore agricolo.

Questo strumento, che modula la questione del bilancio dei flussi di GHG sulla misura del bilancio ambientale di sostenibilità, fornisce alcune delle risposte e la base di riflessione per le iniziative che in questo campo possono essere intraprese a livello economico ed ambientale per il settore. Tale metodologia, oggetto del capitolo quinto, permette infatti con una misura condivisa e standardizzata a livello planetario di osservare il deficit o il surplus ecologico di un sistema di produzione agricolo e contestualmente una valutazione del bilancio economico.

Questa dualità consente quindi con un unico strumento di poter operare delle valutazioni sia di carattere pubblico che privato all'interno della gestione economica ed ecologica delle imprese. Un primo caso studio di un'impresa agricola Toscana sarà quindi proposto nel capitolo sesto e fornirà l'occasione per alcune riflessioni.

CAPITOLO 2

IL CALCOLO DELLE EMISSIONI DI GHG IN AGRICOLTURA

Nel settore agricolo la stima delle emissioni di GHG risulta, come già anticipato, particolarmente complessa, proprio in virtù dell'elevato numero di fattori da considerare.

Per la stima degli impatti è opportuno ricondurre le analisi a quei fattori che più di altri determinano un incremento nei flussi di GHG. Valutare l'impatto di una coltura o di un allevamento, infatti, significa prendere in considerazione sia principi di equilibrio sistemico sia aspetti propri di ogni specifico processo vegetale e animale caratterizzante le singole realtà agricole⁶. Per questa ragione, sono stati proposti degli indici specifici sulla base dei principali input a cui possono essere ricondotte le emissioni del settore agricolo, quali i fertilizzanti, il gasolio e le deiezioni degli animali in allevamento.

Nelle prossime pagine sarà affrontata una rassegna sistematica che, in funzione dell'oggetto di analisi (settore, prodotto, azienda), descrive le metodologie di riferimento per il conteggio delle emissioni e i risultati che è possibile ottenute. In particolare ci si riferirà ai metodi di calcolo delle emissioni che prendono in esame l'intero settore agricolo, il singolo prodotto e l'azienda agricola.

2.1 L'approccio a livello di settore

2.1.1 Metodologia

La metodologia di analisi IPCC è tra le più conosciute e condivise a livello internazionale. Questa è stata presa a riferimento all'interno dei negoziati internazionali riguardanti il Protocollo di Kyoto e i successivi *round* politici per la definizione dell'ambito di applicazione della stima degli impatti in termini di gas climalteranti a livello planetario. La metodologia è stata più volte integrata e modificata da parte della comunità

⁶ Tali aspetti possono essere il bilancio energetico e del carbonio, l'uso di fertilizzanti, il consumo di acqua, la gestione fitosanitaria e tutto ciò che tali fattori possono produrre, come l'emissione dei gas serra, la lisciviazione dell'azoto, l'aridità-desertificazione, la deriva dei fitofarmaci, etc.

scientifica ed anche a livello nazionale si è aperto un dibattito, tuttora molto vivo, sulla scala di applicazione e sulle possibili interpretazioni.

In particolare, la metodologia di stima IPCC attribuisce al settore agricolo solo le emissioni di CH₄ (metano) e di N₂O (protossido di azoto) prodotte da alcune specifiche attività (coltivazione del riso, emissioni dovute alle deiezioni animali). I singoli fattori in input sono stimati sulla base di approssimazioni caratteristiche degli indirizzi colturali/zootecnici applicati alle realtà agricole su scala planetaria e poi resi più dettagliati a seconda della disponibilità di dati a livello nazionale.

All'interno delle indicazioni del protocollo di Kyoto e poi delle linee guida IPCC 2006, il macrosettore agricoltura è stato suddiviso in 5 fonti emissive con i relativi inquinanti:

- 4 A - Fermentazione enterica (CH₄)
- 4 B - Gestione delle deiezioni (CH₄, N₂O)
- 4 C - Risaie (CH₄)
- 4 D - Suoli agricoli (N₂O)
- 4 F - Combustione delle stoppie/dei residui agricoli (CH₄, N₂O)

Le linee guida IPCC sono aggiornate per la redazione degli inventari nazionali dei gas-serra ed individuano tre livelli (Tier), corrispondenti a diverse scale di dettaglio, al fine di ottenere una stima delle emissioni e degli assorbimenti di CO₂.

- Tier 1: considera approcci semplici, basati su dati statistici aggregati di crescita e perdita di biomassa di base e fattori di emissione/rimozione di default, che possono essere applicati a livello globale o, al più, continentale. Questi fattori di emissione sono solitamente indicati direttamente nelle linee guida metodologiche.
- Tier 2: prevede il ricorso a fattori di emissione/assorbimento ricavati da dati inventariali rappresentativi, specifici per singole nazioni o aree geografica. Comprende stime più complesse e dati statistici dettagliati sulla biomassa, specifici per nazione, che spesso sono di difficile accesso. I fattori di emissione e le tecnologie, specifici per i diversi Paesi, derivano da calcoli basati su studi più complessi e una conoscenza più approfondita della risorsa.
- Tier 3: prevede il ricorso a coefficienti derivati da dati basati su specifici monitoraggi diretti della biomassa e dei flussi, effettuati a scala locale. Stime e fattori sono sito-specifici e derivano da procedure basate su misure di biomassa dirette, modelli dinamici o equazioni allometriche per stimare i cambiamenti negli

stock di C.

Il Tier 1 prevede un approccio top-down nella raccolta dei dati, ovvero le emissioni di una determinata categoria sono stimate a partire da dati raccolti a grande scala (nazionale o regionale) e disaggregati per una scala più piccola.

I Tiers 2 e 3 seguono invece un approccio bottom-up, valutando le emissioni prodotte da ogni categoria produttiva in base a dati raccolti direttamente sul territorio sotto esame, in modo da ottenere un crescente livello di dettaglio.

Il primo approccio (Tier 1) permette, in forma semplificata, di utilizzare un fattore di emissione (FE) di default definito, ad esempio, per ciascuna categoria animale (kg/capo/anno). Tale fattore viene moltiplicato per il dato di attività, in questo caso il numero di capi, e permette la stima delle emissioni.

Un approccio Tier 2 ha bisogno di una caratterizzazione più dettagliata della fonte emissiva e quindi è considerato un approccio specifico del paese (*country-specific*). Per la fermentazione enterica del precedente esempio questo tipo di approccio è consigliato per l'analisi delle emissioni di bovini, bufalini e ovini (IPCC, 2006). La metodologia Tier 2 per la fermentazione enterica richiede però la conoscenza di parametri come la produttività della specie animale, la qualità della dieta e le circostanze di gestione per calcolare, in forma accurata, la stima del consumo giornaliero di energia grezza.

In caso siano disponibili informazioni più dettagliate, è possibile utilizzare l'approccio Tier 3, basato su modelli sofisticati. Nel caso ancora della fermentazione enterica, alcune informazioni che riguardano la composizione della dieta, la concentrazione di prodotti generati dalla fermentazione dei ruminanti, la variazione stagionale nella produzione animale, la qualità o disponibilità degli alimenti e le strategie di mitigazione possono fornire la base per un maggiore dettaglio. Bisogna sottolineare che in quest'ultimo caso la maggior parte dei parametri deriva da misure sperimentali e da stime (IPCC, 2006). Per questa ragione la scelta tra Tier 1, Tier 2 o Tier 3 dipende dalla disponibilità di informazioni e dal contributo delle fonti emissive rispetto al totale nazionale.

La differente scala di applicazione e la flessibilità della metodologia fanno sì che sia possibile stimare gli impatti emissivi per ciascuna delle realtà prese in esame, a livello nazionale, regionale o di maggior dettaglio.

Per la convenzione sugli inquinanti transfrontalieri a lungo raggio sono riportate le emissioni nazionali utilizzando il formato del *Nomenclature For Reporting* (NFR).

Affianco a questo annualmente viene redatto il *Common Reporting Format* (CFR), il sistema di classificazione sviluppato dall'IPCC per il reporting dell'inventario nazionale delle emissioni dei gas per l'UNFCCC e il Protocollo di Kyoto.

Le fonti emissive che rientrano all'interno di queste classificazioni sono per l'agricoltura: 4B (gestione delle deiezioni), 4C (coltivazione del riso), 4D (emissioni dirette dai suoli agricoli), 4F (combustione dei residui agricoli) e 4G (altre emissioni dell'agricoltura). A livello di unità sub regionali (province) si utilizza il *Selected Nomenclature for sources of Air Pollution* (SNAP) per il macrosettore agricoltura, categorizzato con lo SNAP 10 che permette di avere una disaggregazione dettagliata. Secondo lo SNAP il macrosettore agricoltura include come fonti emissive:

- 1001 Coltivazioni con fertilizzanti (NH₃, N₂O),
- 1002 Coltivazione senza fertilizzanti (NH₃, N₂O),
- 1003 Combustione di stoppie/residui agricoli (NO_x, COVNM, CH₄, CO, N₂O, PM₁₀, PM_{2,5}),
- 1004 Fermentazione enterica (CH₄),
- 1005 Gestione delle deiezioni composti organici (COVNM, CH₄, NH₃, PM₁₀, PM_{2,5}),
- 1009 Gestione delle deiezioni composti azotati (N₂O).

In tabella 2.1 viene proposta una classificazione delle nomenclature rispetto ai livelli di dettaglio ed all'utilizzo (Córdor *et al.*, 2008).

Ad ogni attività, accertata come sorgente di emissioni di gas serra, la metodologia IPCC associa un fattore di emissione che restituisce la quantità di gas serra generata per l'unità iniziale individuata. L'equazione di base per la stima delle emissioni è quindi:

$$Emissioni = Dati Attività \times Fattore di Emissione (FE)$$

Le criticità alle quali si va incontro per contabilizzare le emissioni del settore agricolo riguardano principalmente l'incertezza dei fattori di emissione dei gas serra e la valutazione di emissioni/assorbimenti legati al suolo (Córdor *et al.*, 2010).

La scelta dei fattori di emissione rappresenta una delle problematiche maggiori nella stima delle emissioni del settore agricolo: questa, per una data attività/settore, non sarà del tutto affidabile in quanto l'accuratezza e la specificità territoriale alla base della stima del fattore non possono essere assicurate per tutte le tipologie di fattori impiegati nella produzione agricola.

Per i principali gas responsabili delle alterazioni climatiche quali Ammoniaca (NH₃), Metano (CH₄), Protossido di azoto (N₂O), Particolato (PM) le linee guida IPCC del 2006 forniscono un metodologia *ad hoc* per la loro valutazione. Di seguito per ciascuno dei gas climalteranti sarà presentata una breve descrizione metodologica del conteggio e delle attribuzioni delle emissioni:

Tabella 2.1 – Chiave di nomenclatura livelli di dettaglio IPCC

Codice SNAP	Nome attività SNAP/CORINAIR	CRF- UNFCCC	NFR – CLRTAP (1)	Nome attività IPCC	Inquinanti (2)
100100	Coltivazione con fertilizzanti	4D	4D1	Suoli agricoli	N ₂ O, NH ₃
100103	Risaie	4C	4C	Risaie	CH ₄
100200	Coltivazione senza fertilizzanti	4D	4D1	Suoli agricoli	N ₂ O, NH ₃
100300	Combustione delle stoppie/ dei residui agricoli	4F	4F	Combustione delle stoppie/ dei residui agricoli	NOX, COVNM, CH ₄ , CO, N ₂ O, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100401	Vacche da latte (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100402	Altri bovini (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100403	Ovini (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100404	Suini (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100405	Cavalli (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100406	Asini e muli (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100407	Capre (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100412	Scrofe (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100414	Bufalini (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100415	Altro: conigli (fermentazione enterica)	4 A	(3)	Fermentazione enterica	CH ₄
100500	Gestione delle deiezioni (composti organici)	4 B	4 B	Gestione delle deiezioni	NH ₃ (4)
100501	Vacche da latte (composti organici)	4 B	4 B 1 a	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100502	Altri bovini (composti organici)	4 B	4 B 1 b	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100503	Suini da ingrasso (composti organici)	4 B	4 B 8	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100504	Scrofe (composti organici)	4 B	4 B 8	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100505	Ovini (composti organici)	4 B	4 B 3	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100506	Cavalli (composti organici)	4 B	4 B 6	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100507	Galline da uova (composti organici)	4 B	4 B 9	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100508	Polli da carne (composti organici)	4 B	4 B 9	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100509	Altri avicoli (composti organici)	4 B	4 B 9	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100511	Capre (composti organici)	4 B	4 B 4	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100512	Asini e muli (composti organici)	4 B	4 B 7	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100514	Bufalini (composti organici)	4 B	4 B 2	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100515	Altro: conigli (composti organici)	4 B	4 B 13	Gestione delle deiezioni	CH ₄ , COVNM, PM ₁₀ , PM _{2.5}
100900	Gestione delle deiezioni (composti azotati)	4 B	(3)	Gestione delle deiezioni	N ₂ O

(1) secondo la convenzione CLRTAP vengono trasmessi nel *reporting* NFR tutti gli inquinanti eccetto i gas serra

(2) per la stima delle attività IPCC si considerano solo i gas serra (CH₄, N₂O), tutti gli altri inquinanti vengono stimati secondo la metodologia EMEP/CORINAIR

(3) le attività contrassegnate riguardano solo i gas serra che non sono riportati nella convenzione CLRTAP e quindi non hanno il codice NFR.

(4) nel NFR è presente la stima dell'ammoniaca per tipologia animale

Fonte: Córdor et al., 2008

Ammoniaca (NH₃)

Secondo la metodologia per la stima delle emissioni di ammoniaca (NH₃) e nelle linee guida del “*Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe*” EMEP/CORINAIR (2005), un inventario con le emissioni di NH₃ è riportato ogni anno al segretariato dello *United Nation Economics Commission for Europe* - UNECE (APAT, 2008; ISPRA, 2008). Le principali fonti di emissione di NH₃ sono la gestione delle deiezioni (da ricoveri, stoccaggio, spandimento e pascolo) e i suoli agricoli (coltivazioni con e senza l'applicazione dei fertilizzanti azotati). La metodologia di stima delle emissioni derivanti dalla gestione delle deiezioni utilizza un approccio dettagliato che si basa sul flusso di massa dell'azoto. Quest'ultimo dipende dall'azoto escreto annualmente per ciascuna delle categorie animali e dalla stima delle perdite percentuali di azoto sotto forma di emissioni NH₃ per ciascuno stadio emissivo caratteristico della produzione zootecnica, divisa in due flussi, a seconda che gli animali siano tenuti all'interno (ricovero degli animali, stoccaggio e spandimento dei reflui) o all'aperto (al pascolo).

La quota di azoto escreto all'interno del ricovero subisce delle perdite per volatilizzazione già nel corso della permanenza delle deiezioni all'interno dei locali di allevamento (fattore di emissione del ricovero). Tale frazione va sottratta all'azoto escreto per ottenere la quota di azoto avviata allo stoccaggio. Nel corso dello stoccaggio si perde un'altra frazione dell'azoto (fattore di emissione degli stoccaggi), che è quindi sottratta a sua volta per ottenere la quota di azoto disponibile per lo spandimento agronomico. Poiché le emissioni di NH₃ conseguenti all'applicazione dei liquami al suolo sono di norma espresse come percentuale dell'azoto ammoniacale applicato con le deiezioni, occorre definire qual è la frazione di azoto ammoniacale, rispetto all'azoto totale, contenuto nelle deiezioni avviate allo spandimento agronomico; su tale quantità sono calcolate le perdite (fattore di emissione dello spandimento). La quota di azoto escreto al pascolo subisce invece delle perdite per volatilizzazione (fattore di emissione) direttamente in loco, che sono le uniche registrate (CRPA, 1997; CRPA, 2006).

Le emissioni di NH₃ dai suoli agricoli sono dovute all'applicazione dei fertilizzanti, alle colture azotofissatrici, ai reflui zootecnici depositi direttamente al suolo dagli animali al pascolo e a quelli applicati al suolo per spandimento agronomico. Il calcolo segue la metodologia EMEP/CORINAR che si basa sulla quantificazione dell'azoto apportato al

suolo con i fertilizzanti azotati (concimi minerali e organo-minerali) cui viene applicata una percentuale di volatilizzazione dell'azoto sotto forma ammoniacale, diversa per tipo di fertilizzante e, nel caso dei reflui zootecnici, differenziata fra apporti da animali al pascolo, da spandimento agronomico e per categoria animale (CRPA, 2006).

Sono stati definiti fattori di emissione specifici per le varie operazioni connesse con l'allevamento quali il ricovero zootecnico, gli stoccaggi del liquame esterni al ricovero, il pascolo e lo spandimento agronomico. I fattori di emissione sono definiti come kg di NH₃ per capo e anno. La riduzione dei FE dipende dall'introduzione delle migliori tecniche disponibili.

L'Italia adotta fattori di emissione nazionali differenziati per categoria zootecnica e basati sul calcolo delle emissioni espresse in percentuale rispetto all'azoto ammoniacale applicato al suolo con i reflui, dei quali deve quindi essere definito il tenore di azoto ammoniacale contenuto (CRPA, 2000). Sono riportate in questa fonte emissiva le emissioni di NH₃ dovute allo spandimento, ai terreni in cui sono applicati i fertilizzanti azotati, agli animali al pascolo e alle colture leguminose.

Metano (CH₄)

Le emissioni di CH₄, secondo la metodologia nelle linee guida del EMEP/CORINAIR (2005), sono stimate per la maggior parte per le categorie: fermentazione enterica (4A), gestione delle deiezioni (4B), risaie (4C) e combustione dei residui agricoli (4F). Principali fonti emissive solo le categorie 4A e 4B.

Per la stima delle emissioni di CH₄ dovute alla fermentazione enterica (4A) e alla gestione delle deiezioni (4B), seguendo le linee guida dell'IPCC (IPCC, 1997; IPCC, 2000; IPCC, 2006), è necessario definire i FE per ciascuna categoria animale. In tabella 2.2 è riportato un estratto delle linee guida riguardante la stima dei fattori di emissione in Italia (Condor *et al.*, 2008).

Tali fattori sono poi moltiplicati per la consistenza animale (N). Le emissioni di CH₄ sono espresse in Gg [gigagrammi].

$$Emissioni (Gg) = FE \times N \times 10^{-6}$$

Il metano è un sottoprodotto della degradazione microbica dei carboidrati nell'apparato digerente degli erbivori. Le maggiori perdite di CH₄ si hanno nei ruminanti, che ospitano larghe popolazioni di batteri e protozoi nel rumine (CRPA, 1997).

Le emissioni di metano dalle deiezioni zootecniche derivano principalmente dai fenomeni di degradazione anaerobica che avvengono a carico della sostanza organica in esse presente nel corso della conservazione prima dell'utilizzazione agronomica.

Tabella 2.2 - Fattori di emissione di CH₄ della fermentazione enterica

Anno	Vacche da latte	Altri bovini	Bufalini	Ovini	Caprini	Cavalli	Altri equini (a)	Scrofe	Altri suini	Conigli (b)
1990	92,78	45,59	61,71	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1991	97,71	47,49	62,93	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1992	100,86	47,46	62,43	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1993	100,63	47,42	65,52	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1994	103,35	48,71	65,56	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1995	104,28	47,45	63,19	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1996	105,80	47,47	62,41	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1997	106,72	47,85	62,88	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1998	106,41	46,95	61,95	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
1999	106,25	47,32	64,86	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
2000	105,28	47,01	65,69	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
2001	104,55	46,75	68,20	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
2002	109,08	46,52	66,38	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
2003	109,05	46,65	66,19	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
2004	111,47	46,26	68,31	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
2005	112,90	46,41	71,02	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08
2006	113,24	44,72	69,74	8,00	5,00	18,00	10,00	1,50	1,50	0,08

NOTA: (a) include asini e muli; (b) include fattrici e altri conigli

Fonte: Córdor et al., 2008

La temperatura influenza in maniera importante la produzione di CH₄ dalle deiezioni: essa è nulla a temperature inferiori a 10°C e incrementa esponenzialmente per temperature superiori a tale soglia (Husted, 1993; Husted, 1994; Steed e Hashimoto, 1995). La quantità di CH₄ dipende pertanto dai seguenti fattori: massa di refluo zootecnico presente negli stoccaggi (e quindi emettente) per il periodo dell'anno con temperature superiori a 10°C; tipo di refluo, vale a dire liquame o materiale solido derivante dalla miscela di deiezioni e materiale di lettiera; modalità di gestione dell'allevamento (CRPA, 2006).

La stima dei FE relativi alla gestione delle deiezioni (4B) per i bovini, bufalini e suini si basa su una procedura dettagliata che considera le specificità nazionali (modalità di allevamento, gestione delle deiezioni e condizioni climatiche).

Protoossido di Azoto (N₂O)

Le emissioni di N_2O sono stimate principalmente per le categorie: gestione delle deiezioni (4B), suoli agricoli (4D) e combustione dei residui agricoli (4F).

Per la categoria 4B la metodologia proposta dall'IPCC si basa sulla stima della quantità totale di azoto escreto per ciascuna categoria animale e per ciascuna modalità di gestione delle deiezioni. Tale quantità viene moltiplicata per un FE specifico per la modalità di gestione. Le emissioni sono poi sommate per tutte le modalità di gestione. L'IPCC (2000) prevede un calcolo basato sui seguenti 5 passi:

1. stima della consistenza zootecnica,
2. stima dell'azoto escreto medio annuo per capo per ciascuna categoria zootecnica,
3. stima della frazione dell'azoto totale escreto per ciascuna categoria zootecnica e per ciascuna modalità di gestione delle deiezioni,
4. stima del FE di N_2O ($kg\ N_2O/kg\ N$ nel refluo) appropriato per ciascuna modalità di gestione delle deiezioni,
5. per ciascuna modalità di gestione delle deiezioni il FE viene moltiplicato per la quantità totale di azoto escreto. I valori ottenuti sono sommati per tutte le modalità di gestione.

La stima delle emissioni di N_2O dal settore agricolo prevede il calcolo di:

- emissioni dirette dai suoli a seguito della somministrazione di azoto da concimi minerali, deiezioni applicate al campo, incorporazione nel suolo dell'azoto fissato nella biomassa;
- emissioni dirette derivanti dalla coltivazione di suoli organici;
- emissioni dirette dagli animali al pascolo;
- emissioni indirette derivanti dalla trasformazione dell'azoto che giunge al suolo con le deposizioni atmosferiche di ammoniaca e ossidi di azoto;
- emissioni indirette derivanti dalla trasformazione delle forme azotate che giungono alle acque con il ruscellamento e la percolazione.

La metodologia dell'IPCC prevede il calcolo delle emissioni come prodotto dei fattori di emissione (in termini di $kg\ di\ N-N_2O /kg\ di\ azoto\ apportato\ al\ suolo$ o $kg\ di\ N-N_2O /ha\ coltivato$) per la consistenza della fonte di produzione considerata (ad esempio, i $kg\ di\ azoto\ applicati$ per i fertilizzanti commerciali o i reflui zootecnici, o ancora, gli ettari di suoli organici destinati alla coltivazione) (CRPA, 1997).

Particolato (PM)

La stima delle emissioni di particolato (PM), effettuata sulla base delle linee guida EMEP/CORINAIR, (APAT, 2008; ISPRA, 2008; C ndor *et al.*, 2008) opera un calcolo per le fonti emissive prevalenti quali allevamenti animali (4B)⁷ e bruciatura delle stoppie (4F); esiste tuttavia un'altra fonte di emissioni di particolato dovuta ai suoli agricoli, in particolare all'aratura.

Per quanto riguarda l'allevamento, l'emissione di particolato dipende dalla qualit  e quantit  di materiale utilizzato nei ricoveri (paglia, segatura di legno, torba, sabbia, etc.), dalla frequenza con cui viene pulito il ricovero e dalla densit  di animali.

La metodologia IPCC fornisce, nella sua forma semplificata di calcolo, alcuni fattori di emissione di default da utilizzare in mancanza di riferimenti specifici per la scala nazionale o regionale, i quali rappresentano dei valori medi per macroaree che possono portare a grandi sovrastime o sottostime. La scelta di utilizzare fattori di emissione locali e aggiornati   quindi consigliata dall'IPCC per rendere quanto pi  realistica possibile la stima delle emissioni per ogni contesto geografico; per il settore agricolo, in particolare, l'impatto ambientale di una determinata azienda pu  variare enormemente a seconda della tipologia di colture/allevamento, delle pratiche agricole adottate (rotazione colture, gestione dei nutrienti, set-aside, *tillage e residual management*, irrigazione, ...), dei diversi tipi di suolo, delle variazioni climatiche annuali, etc.

La seconda criticit    legata alla considerazione del sistema suolo. Questo rappresenta la pi  grande riserva di carbonio organico degli ecosistemi terrestri e pu  agire sia come fonte di emissione (*source*) sia come serbatoio di cattura (*sink*) del carbonio a seconda delle condizioni locali. Tra il suolo e l'atmosfera c'  un continuo scambio "diretto" di carbonio in forma gassosa (CO₂): ad un incremento nel terreno di 1 Pg di carbonio corrisponde una riduzione nella concentrazione atmosferica di CO₂ di 0.47 ppm e viceversa (Lal, 2007). La gestione del carbonio del suolo rappresenta quindi un'importante opzione per la riduzione della concentrazione della CO₂ di un processo agricolo. Il sequestro di carbonio nei suoli, anche se non risolutivo nella lotta ai cambiamenti climatici per la portata limitata e la potenziale reversibilit  del carbonio immagazzinato nel terreno, pu  avvenire a costi competitivi, in quanto non richiede lo sviluppo di particolari tecnologie e fornisce un potenziale di mitigazione comparabile a quello di altri settori economici (ClimSoil, 2008).

Il ruolo cruciale svolto dai suoli nel ciclo del carbonio   riconosciuto dalle

⁷ Le stime delle emissioni di particolato dagli allevamenti si basano su un fattore di emissione (FE) specifico per ciascuna categoria animale e relativa consistenza.

convenzioni su desertificazione, cambiamento climatico⁸ e biodiversità. Il protocollo di Kyoto in proposito sottolinea che il suolo svolge una importante funzione di immagazzinamento del carbonio, che deve essere tutelata e, per quanto possibile, rinforzata. A livello europeo, tra le alternative realistiche per valorizzare i suoli quali *sink* di assorbimento del carbonio rientrano: la tutela dei suoli più ricchi di sostanza organica (es. torbiere) e l'incremento del carbonio immagazzinato nei terreni agricoli e in quelli degradati (Smith *et al.*, 2007). Tuttavia, la mancanza di dati certi sul comportamento del suolo nei riguardi della cattura del carbonio non ha permesso di fare uno specifico riferimento al suolo nel Protocollo di Kyoto.

Un primo miglioramento della metodologia IPCC consiste nell'attribuire all'agricoltura anche le emissioni di CO₂ che nella versione base del modello di calcolo sono incluse nei settori energia e industria. Tali emissioni verrebbero così calcolate sulla base di coefficienti standard, non riferiti alle tecniche produttive aziendali, rappresentando una stima sicuramente soddisfacente per il settore, ma non sempre affidabile a livello di singola unità produttiva.

Un ulteriore passaggio per migliorare le possibilità di applicazione all'agricoltura del modello IPCC è quello di mantenere il procedimento di valutazione delle emissioni basato sui fattori produttivi (carburanti, fertilizzanti, etc.), convertendo però in CO₂ equivalente le emissioni di CH₄ e di N₂O e tenendo conto anche della componente di emissione/assorbimento di CO₂ determinata dalla variazione netta di carbonio nella biomassa vegetale delle coltivazioni arboree e poliennali e nel suolo destinato a tali colture. Nel caso dell'agricoltura italiana, questa componente evidenzia una considerevole capacità di assorbimento di CO₂ e, pertanto, tale aspetto non dovrebbe essere ignorato nel momento in cui ci si rivolge al livello aziendale per mettere in atto strategie di mitigazione delle emissioni dei GHG.

La metodologia IPCC, pur non entrando nel dettaglio delle tecniche produttive, si presta comunque per eseguire una valutazione a livello di settore della produzione. Chiaramente, considerando il riferimento a coefficienti standard di emissione e assorbimento, questo approccio sembra più adatto a monitorare l'impatto di tipologie aziendali che rispondono, per caratteristiche strutturali, ordinamenti produttivi, impieghi di

⁸ La Commissione Europea ha pubblicato il rapporto *ClimSoil* - Revisione delle informazioni esistenti sulle interrelazioni tra suolo e cambiamenti climatici: una sintesi dei migliori dati e informazioni disponibili sulle connessioni tra suolo e cambiamenti climatici. Secondo tale rapporto, il suolo riveste un'importanza cruciale nella mitigazione dei cambiamenti climatici, per il ruolo ricoperto nel ciclo della CO₂.

input e rese produttive, alle condizioni in cui tali coefficienti sono stati valutati, piuttosto che a singole aziende, le quali potrebbero discostarsi anche in maniera significativa da tali condizioni.

2.1.2 Risultati

L'agricoltura è una delle fonti primarie di emissioni di GHG, in particolare di CO₂, CH₄ e N₂O, (Reicosky *et al.*, 2000). Il settore è stimato essere responsabile del 10-12% delle emissioni di GHG da fonti antropiche con circa il 50% delle emissioni di CH₄ e il 60% di N₂O (Smith *et al.*, 2007). Le componenti principali delle emissioni agricole, oltre al cambiamento dell'uso del suolo, sono l'N₂O rilasciato dal suolo durante l'applicazione dei fertilizzanti (38%), il CH₄ proveniente dalla fermentazione enterica degli animali e l'N₂O e CH₄ proveniente dalla gestione delle deiezioni (38%), il CH₄ proveniente dalla coltivazione del riso (11%) ed il CH₄ e N₂O della combustione delle stoppie e delle foreste (13%) (EPA, 2006).

Inoltre, come già detto, l'agricoltura è responsabile per le emissioni conteggiate dal metodo IPCC nel settore industria (legate all'uso di input come fertilizzanti e pesticidi) e nel settore energia (per lo svolgimento di operazioni colturali con macchine operatrici che utilizzano combustibili fossili o energia elettrica) (Flach *et al.*, 1997; West e Marland, 2002).

Le emissioni del settore agricolo dell'UE-27 rappresentano circa il 9% del totale e sono dovute principalmente a CH₄ e N₂O (Weiske e Petersen, 2006). Il trend sembra però essere in diminuzione nell'UE, proprio per la riduzione del peso dell'agricoltura rispetto agli altri settori cui il calcolo delle emissioni si riferisce. Le emissioni agricole totali dell'UE sono diminuite del 20% nel periodo 1990-2005, anche grazie a cambiamenti nelle tecniche di coltivazione, come la diminuzione dell'uso di fertilizzanti a base di azoto, alla minor quantità di bestiame.

La riduzione delle emissioni agricole è maggiore rispetto alla riduzione totale delle emissioni in tutti i settori dell'UE, che si attesta intorno all'8%; ciò ha consentito al settore di dare un significativo contributo al raggiungimento dell'impegno del protocollo di Kyoto.

Nel futuro si prevede un'ulteriore diminuzione delle emissioni agricole nella UE, in ragione dei miglioramenti nelle tecniche di coltivazione, della continua diminuzione del numero di animali, dei crescenti effetti delle riforme e della legislazione ambientale della

PAC del 2003. Fra l'altro va considerato come l'UE sia l'unica area al mondo in cui si prevede che le emissioni agricole verranno ridotte (Commissione Europea, 2008).

D'altro canto, queste stime potrebbero essere riviste qualora si conteggiassero nel settore agricolo anche i flussi causati dagli input quali i fertilizzanti e il gasolio che, come accennato, attualmente sono attribuite ad altri settori (Franzluebbers e Follett, 2005).

In Italia, fra il 1990 e il 2009, si è verificata una riduzione delle emissioni di gas serra pari al 5,4%, passando da 519 a 491 Mt di CO₂ equivalente, a fronte di un impegno nazionale di riduzione delle emissioni pari al 6,5% nel periodo 2008-2012 rispetto ai livelli del 1990. Da evidenziare che la recessione economica ha avuto una ricaduta sui livelli di produzione del settore 'energia' e 'processi industriali', causando come conseguenza una notevole riduzione delle emissioni totali. La prima fonte emissiva in Italia è rappresentata dal settore energia (82,8%) seguito da agricoltura (7,0%) e processi industriali (6,1%) (ISPRA, 2011).

Le stime delle emissioni sono calcolate mediante indicatori statistici di attività e fattori di emissione. Questi ultimi si riferiscono alla quantità di sostanza emessa in atmosfera riferita al processo produttivo considerato nella sua globalità e alla fase tecnologica (Córdor e De Lauretis, 2009; Córdor, 2010). Anche per le stime dell'inventario nazionale delle emissioni dei gas serra sono state utilizzate le linee guida presentate dall'IPCC (IPCC, 1997; IPCC 2000; IPCC, 2006) e le linee guida per gli inquinanti transfrontalieri a lungo raggio (EMEP/CORINAIR, 2007; EMEP/EEA, 2009).

2.2 L'approccio a livello di prodotto (LCA)

2.2.1 Metodologia

Il *Life Cycle Assessment* (LCA) è un metodo nato per quantificare l'impatto ambientale legato alla produzione e al consumo dei prodotti originati da processi industriali (Curran, 1996; Audsley *et al.*, 1997). Il modello LCA valuta in modo sistematico gli impatti ambientali per tutto il ciclo di vita di un prodotto, dall'acquisizione delle materie prime, attraverso la fase di produzione, fino allo smaltimento finale. L'analisi si estende "dalla culla alla tomba", incorporando nel calcolo anche le emissioni e gli impatti delle materie prime utilizzate e di tutti i processi di post-produzione (distribuzione, vendita, utilizzo, riciclo).

Il prodotto è considerato come l'unità di misura degli impatti. Questo permette di attribuire ad un'entità univoca la serie di impatti che si realizzano per la sua costituzione. Tale formalizzazione permette con estrema facilità di definire un oggetto di analisi, limitare il campo di studi ed infine stabilire una misurazione degli impatti da esso generati.

Un'analisi LCA si basa sull'individuazione dei flussi di materia ed energia che durante tutte le fasi partecipano alla costituzione del prodotto finale, dettagliando quanto più possibile le implicazioni derivanti da ciascun costituente il quale, a sua volta, apporta degli impatti.

L'elasticità della metodologia prevede la costante inclusione di nuove conoscenze scientifiche, il miglioramento dello stato dell'arte della tecnica e la divulgazione dei risultati. Proprio per favorire il processo di diffusione, di aggiornamento continuo e di standardizzazione delle valutazioni è stato creato un database contenente i dati di riferimento per le diverse categorie d'impatto da utilizzare nei modelli per la stima della LCA. La metodologia LCA ha trovato notevole interesse e rapida diffusione soprattutto nel mondo delle imprese private poiché, grazie alla sua semplicità di adozione, permette di calcolare l'impatto ambientale dei singoli prodotti e di comunicarlo al mercato con l'obiettivo di trarre un vantaggio competitivo.

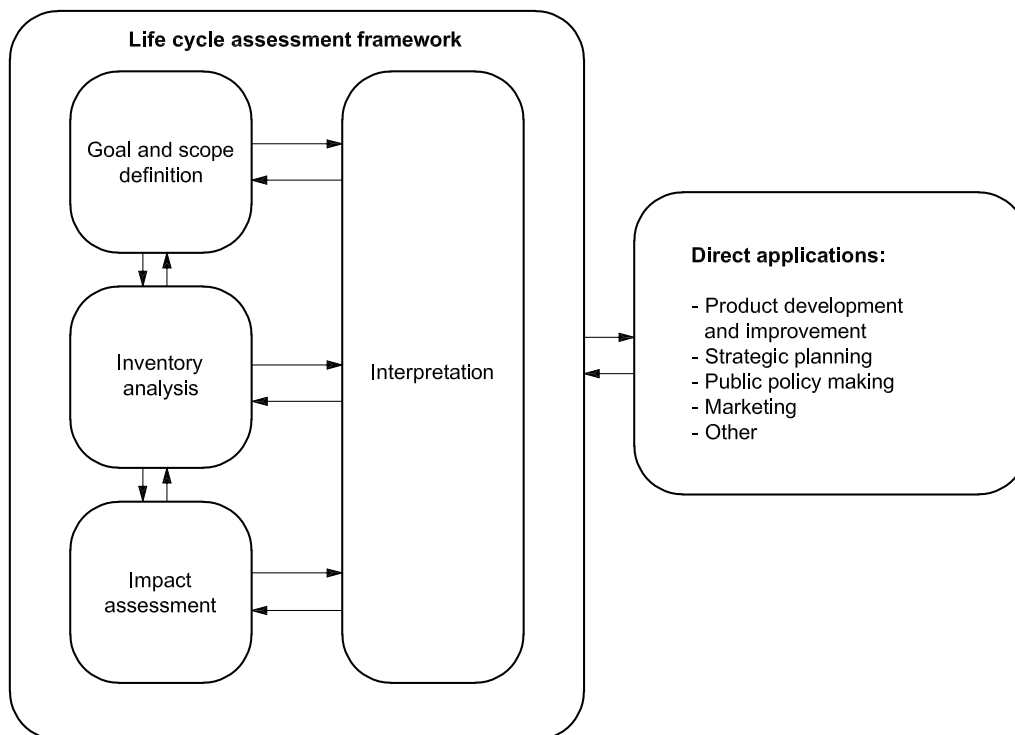
Dal punto di vista applicativo, la metodologia LCA serve a (figura 2.1):

- identificare le opportunità per migliorare le prestazioni ambientali dei prodotti in vari punti del loro ciclo di vita;
- informare i responsabili delle decisioni nelle organizzazioni industriali, a fini di pianificazione strategica, definizione delle priorità, progettazione o riprogettazione del processo di produzione;
- selezionare indicatori e tecniche di misurazione delle prestazioni ambientali;
- favorire la commercializzazione, attraverso l'implementazione di un sistema di etichettatura ecologica o di una dichiarazione ambientale di prodotto.

La metodologia LCA vincola alla definizione del prodotto oggetto di analisi e non pone limiti alla scelta di un'unità funzionale delimitata nello spazio e nel tempo. Ciò consente di procedere al calcolo dell'impatto ambientale di un prodotto scegliendo arbitrariamente, purché siano chiaramente definiti, i confini dell'analisi. Questa caratteristica permette grandissima flessibilità nell'applicazione del metodo ma, allo stesso tempo, rappresenta una forte limitazione alla confrontabilità dei risultati.

Figura 2.1 - Quadro di riferimento e applicazioni della LCA

□



Fonte: ISO 14040:2006 Second edition.

La metodologia è formalizzata attraverso i due standard ISO 14040 e ISO 14044, i quali forniscono i necessari riferimenti per definire uno strumento operativo per la quantificazione degli impatti ambientali dei sistemi di produzione (Earles e Halog, 2011). Nello specifico, la norma ISO 14040 definisce il quadro di riferimento per la valutazione del ciclo di vita (LCA), mentre la ISO 14044 costituisce la revisione tecnica complessiva delle basi del LCA e ne specifica i requisiti e le linee guida. Va precisato che la ISO 14040 si limita ad enunciare i principi per la valutazione del ciclo di vita, senza entrare nel dettaglio delle tecniche di rilevazione e senza specificare le metodologie da adottare nelle singole fasi del LCA; tali principi riguardano, in particolare:

- a) la definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione;
- b) la fase di inventario;
- c) la fase di valutazione dell'impatto;
- d) la fase di interpretazione;
- e) la rendicontazione e la revisione critica;
- f) le limitazioni;
- g) le correlazioni tra le fasi;
- h) le condizioni per l'utilizzo dei valori e degli elementi facoltativi.

Per poter operare una comparazione tra diverse analisi LCA è necessario che il prodotto, i confini, il livello di dettaglio e gli obiettivi siano gli stessi. Per questa ragione la comunità scientifica, con lo scopo di costruire un background comune, si prodiga da tempo nella definizione di database analitici per ottenere una matrice comune degli impatti dei processi e dei prodotti.

Fra l'altro, va considerato che un'analisi LCA può fornire diverse tipologie di risultati. Tra queste, una delle più utili nel quadro della valutazione degli impatti ambientali delle attività agricole è senza dubbio il *Global Warming Potential* (GWP), il quale esprime in kg di CO₂ eq l'insieme delle emissioni di GHG che scaturiscono dagli utilizzi di materia ed energia nelle fasi di produzione, trasformazione, distribuzione, consumo e smaltimento di un prodotto. Questa misura è oggi accettata come un indicatore sintetico di *performance* ambientale di prodotto e, per questa ragione, rappresenta un riferimento per l'impostazione delle strategie commerciali delle imprese, in particolare quelle che operano nel settore agroalimentare; essa valuta la cosiddetta *Carbon Footprint* che può essere considerata a tutti gli effetti una LCA semplificata e ristretta ad una singola categoria d'impatto (Weidema *et al.*, 2008).

In definitiva, la metodologia LCA ha il suo punto di forza nella possibilità di eseguire valutazioni analitiche sull'impatto ambientale di singoli prodotti, mentre mostra diversi limiti rispetto alla sua eventuale utilizzazione per i confronti. Tali limiti, che appaiono difficili da superare anche con opportune integrazioni della metodologia, riguardano essenzialmente tre aspetti.

Il primo, a cui si è già accennato, è la difficoltà di applicazione del metodo LCA ai prodotti agricoli, data la soggettività che caratterizza i confini e il livello di dettaglio dell'analisi (Suh *et al.*, 2004; Morgante *et al.* 2004; Petti *et al.*, 2006; Ardente *et al.*, 2006; Pizzigallo *et al.*, 2008; Fearné *et al.*, 2009; Benedetto, 2010; Gazulla *et al.*, 2010); potrebbe così accadere che prodotti realizzati con processi simili in aziende diverse forniscano una misura delle emissioni significativamente differente (Zhang Yu, 1999; Ardente *et al.*, 2004; Schöner *et al.*, 2011). Un secondo problema, che presenta implicazioni sia di tipo teorico che applicativo, è legato alla possibilità di pervenire alla determinazione dell'impatto ambientale a livello aziendale come sommatoria dell'impatto ambientale dei suoi diversi prodotti. Il terzo limite, che appare il più difficile da superare, riguarda la finalità stessa del metodo LCA, legata alla sua origine di matrice prettamente industriale, che, ad esempio nel caso della CO₂, guarda al processo di produzione solo in un'ottica di

capacità di limitazione delle emissioni e non per le sue eventuali capacità di assorbimento.

Per queste ragioni sembra abbastanza difficile poter adottare, almeno nel breve periodo, delle metodologie di tipo LCA che possano fornire delle valutazioni sulle emissioni di GHG a livello aziendale utili per indirizzare le politiche agricole di mitigazione dei cambiamenti climatici e per valutare in modo corretto la loro efficacia. Così, nonostante ad oggi l'LCA sia una metodologia rilevante e regolamentata, quando l'analisi si spinge al livello aziendale le esperienze dimostrano la necessità di ulteriori affinamenti per una stima precisa per il calcolo delle emissioni di GHG.

2.2.2 Risultati

La metodologia LCA ha permesso di sviluppare analisi molto complesse per svariate categorie di prodotti, fornendo risultati analitici utili alla definizione degli impatti.

Nel settore agricolo si ritrovano numerosi studi che hanno sposato tale metodologia e che, con riferimento a diversi prodotti e a differenti unità funzionali, si sono concentrati sia sull'intera filiera, sia su fasi circoscritte lungo di essa. Una breve rassegna di tali studi, e dei relativi risultati, è riportata in tabella 2.3.

Definito l'oggetto dell'analisi, l'unità funzionale e i suoi confini, si osserva tuttavia una certa disomogeneità dei risultati che ci si sarebbe aspettato che concordassero almeno per ordine di grandezza.

Tale anomalia è dovuta in parte a variabili esogene, come si accennava in precedenza ciascun processo agricolo vive la sua unicità per le caratteristiche ambientali in cui viene svolto, ma in buona parte a quelle endogene, relative all'immissione degli input, alle prime interconnesse. Per quest'ultimo aspetto l'esame è piuttosto controverso: nelle analisi LCA generalmente gli impatti legati alla produzione degli input vengono sommati a quelli del processo di produzione e, quindi, risultano conteggiati nel prodotto.

Si considerino, a titolo di esempio, le emissioni di gas serra legate all'utilizzo di fertilizzanti a base di azoto. L'approccio LCA indica due principali contributi: quello legato alla produzione e quello legato all'uso del fertilizzante.

Tabella 2.3 – Risultati di alcune valutazioni di LCA di prodotti agroalimentari

Prodotto	Unità Funzionale	Confini dell'analisi		Risultato	Riferimento
		da	a		
Vino	Bottiglia	Produzione agricola	Piattaforma di distribuzione	1,6 kg CO ₂	Ardente, 2006
Vino	Bottiglia	Produzione agricola	Distribuzione a cliente finale	1,095 kg CO ₂	Gazulla, 2010
Vino	Bottiglia	Produzione agricola	Distribuzione a cliente finale	0,77 kg CO ₂	Petti, 2006
Vino Biologico	1 ton prodotto finito	Produzione agricola	Produzione della Bottiglia	5,49 x 10 ⁵ g CO ₂	Pizzigallo, 2008
Vino	1 ton prodotto finito	Produzione agricola	Produzione della Bottiglia	9,92 x 10 ⁵ g CO ₂	Pizzigallo, 2008
Pomodoro	1 ton prodotto finito	Produzione agricola	Raccolta	2.500 kg CO ₂	Torellas, 2012
Uva	1,1 kg prodotto finito	Produzione agricola	Raccolta	462,7±199,5 g CO ₂	Andersson, 2010
Liquame Suino spandimento diretto	m ³ liquame	Produzione	Effetti spandimento	568,49 g CO ₂	Bayo, 2012
Liquame Suino maturato	m ³ liquame	Maturazione	Effetti spandimento	453,36 g CO ₂	Bayo, 2012
Vino	Bottiglia	Produzione agricola	Distribuzione a cliente finale	0,6-1,3 kg CO ₂	Bosco, 2010
Mangime polli (mais, soia)	1 ton prodotto finito	Produzione agricola	Produzione della mangime	513-751 kg CO ₂	Freitas de Alvarenga, 2012
Suino (allevamento) Biologico	1 ton prodotto finito	Produzione agricola	Produzione suino per macellazione	1.390 kg CO ₂	Basset-Mens, 2007
Suino (allevamento) Alta qualità	1 ton prodotto finito	Produzione agricola	Produzione suino per macellazione	1.120 kg CO ₂	Basset-Mens, 2007
Suino (allevamento) <i>Good Agricultural Practice</i>	1 ton prodotto finito	Produzione agricola	Produzione suino per macellazione	882 kg CO ₂	Basset-Mens, 2007
Piantina 1 anno Noce	100 piantine prodotto finito	Produzione agricola	Prodotto finito	4,07 kg CO ₂	Cambria, 2011
Piantina 2 anno Noce	100 piantine prodotto finito	Produzione agricola	Prodotto finito	2,29 kg CO ₂	Cambria, 2011

Se, in un'ottica LCA, nel conteggio del dato complessivo delle emissioni si volessero includere, quali apporti del comparto agroalimentare, anche i contributi al GWP della fase di produzione del fertilizzante, tali contributi sarebbero conteggiati due volte nel calcolo delle emissioni: una volta come emissioni dirette del comparto chimico di produzione dei fertilizzanti e una seconda volta come emissioni indirette del comparto agroalimentare.

Tale assunto comporta che all'interno della misura dell'impatto della produzione agricola vengano sommati gli impatti relativi alla conduzione del fondo più tutti gli impatti relativi alla produzione degli input, provenienti da altri settori. Definire cioè l'unità funzionale dell'analisi LCA in una tonnellata di prodotto agricolo significa conteggiare nei risultati tutti gli impatti di tutti gli altri settori che in certo qual modo hanno contribuito alla realizzazione dello stesso.

Per circoscrivere le analisi e capire quali siano le conseguenze delle scelte all'interno del settore agricolo, sia a livello di azienda che di comparto, non è possibile attribuire a questo impatti esterni legati ad altri settori. Ciò significa considerare all'interno del processo di produzione gli input esterni, ma esclusivamente per gli impatti relativi al loro uso, ovvero quelli dovuti alle scelte degli agricoltori stessi.

In generale, nei processi di produzione agricola, sarebbe opportuno definire con maggiore attenzione i confini dell'analisi (che dovrebbero essere congruenti con l'ambito aziendale e con i suoi processi di produzione agricolo-agroindustriale) e considerare gli impatti delle scelte dirette degli agricoltori che, decidendo di utilizzare un fertilizzante piuttosto che un altro⁹, provocano una differente quantità di emissioni. Tale condizione permetterebbe di valutare l'impatto delle scelte degli agricoltori nell'atto della produzione e discernere quali prodotti utilizzare anche in funzione del loro impatto ambientale diretto, che dovrebbe tenere conto anche del tipo coltivazione (Tuomisto *et al.*, 2012). Infatti, i maggiori impatti degli input di matrice non agricola, utilizzati all'interno dei processi, sono legati prevalentemente alle fasi di produzione (Birkved *et al.*, 2006; Nemecek *et al.*, 2007). L'azione sul settore agricolo non dovrebbe guardare alla riduzione degli impatti agendo sulla produzione industriale degli input, quanto piuttosto orientare le scelte che sono operate dagli agricoltori, valutando cioè le conseguenze dell'utilizzo di input e non quelle legate alla loro produzione.

Il calcolo basato su un approccio metodologico di tipo LCA delle emissioni di CO₂

⁹ Alcuni studi sottolineano come per il settore agricolo siano più significative le emissioni di N₂O (derivanti prevalentemente dai fertilizzanti e dalla decomposizione dei residui) rispetto alle emissioni di CO₂ (derivanti prevalentemente dall'uso delle macchine sul suolo) (Smith, 2007).

legate all'utilizzo di un prodotto permette di computare gli apporti non solo della fase di uso di quel prodotto, ma anche dei contributi legati alla sua realizzazione, così come quelli dovuti alla produzione dei vettori energetici e all'estrazione delle materie prime. Un simile procedimento di calcolo ha l'indubbio vantaggio di indicare, all'interno di un processo produttivo, quali siano i vettori in input e quali le fasi del sistema a fornire il maggiore contributo in termini di GWP. Ciò significa, ad esempio, che possono essere stimati i contributi di emissioni dirette e indirette di gas serra per ciascuna delle sotto unità nelle quali un generico processo della filiera agroalimentare può essere scomposto, individuandone con precisione le cause, siano esse legate all'utilizzo di una particolare categoria di prodotti o siano esse l'effetto di una particolare pratica produttiva. In ultima analisi, una simile metodologia per quantificare le emissioni di CO₂ di un comparto produttivo permette senz'altro di identificarne le cause principali sulle quali agire per cercare di ridurle.

In altri termini, dall'analisi LCA di un prodotto potrebbero essere definite delle *best practices* per il contenimento delle emissioni di gas serra del ciclo di vita del comparto produttivo della filiera agroalimentare che ha generato quel prodotto. Le indicazioni che si ottengono permetterebbero di delineare un quadro delle emissioni di CO₂ dei principali processi delle diverse tipologie aziendali e di vedere come queste siano ripartite tra fase di produzione (intesa come di realizzazione della materia prima) e fase di uso.

In sintesi, l'approccio LCA per la quantificazione del GWP di un prodotto agroalimentare può essere utilmente adoperato per ricavarne delle indicazioni per la predisposizione di *best practices* di riduzione degli apporti di gas serra; per quantificare invece le emissioni di gas serra del comparto agroalimentare è opportuno conteggiare le sole emissioni dirette del processo.

2.3 Un primo approccio a livello aziendale

Per poter valutare l'incidenza del settore agricolo, in particolare rispetto al ruolo degli agricoltori nella conduzione delle aziende agricole italiane, il Cursa (Consorzio Universitario per la Ricerca Socioeconomica e per l'Ambiente), nell'ambito di un progetto finanziato dal MATTM (Ministero dell'Ambiente per la Tutela del Territorio e del Mare), ha prodotto un primo tentativo di valutazione degli impatti emissivi delle aziende agricole,

proponendo un approccio in grado di superare alcuni dei limiti evidenziati sia per la metodologia IPCC che per quella LCA. Si tratta di un primo tentativo di calare una metodologia di valutazione delle emissioni oltre la logica del settore e del prodotto, affrontando la questione a scala azionaria.

Partendo dalle variabili più direttamente connesse alle emissioni di gas climalteranti nella conduzione delle attività agricole, lo studio ha definito e applicato una metodologia di valutazione delle emissioni di GHG di un insieme di aziende agricole rappresentative della realtà agricola italiana. Queste sono state individuate utilizzando i dati forniti dall'INEA (Istituto Nazionale di Economia Agraria) relativi alle aziende del campione RICA (Rete Italiana Contabilità Agraria) e alla loro classificazione tipologica in termini di ordinamento tecnico-economico (OTE) e unità di dimensione economica (UDE). Sulla base dei risultati ottenuti per tali aziende, e tenendo conto della loro rappresentatività rispetto alla popolazione, è stata condotta un'analisi di scenario finalizzata a valutare l'ammontare complessivo delle emissioni effettivamente ascrivibili all'agricoltura italiana e la componente riconducibile a ciascuna tipologia aziendale.

Di seguito verrà presentata la metodologia alla base delle considerazioni sui principali input che utilizzano le aziende agricole, la definizione e la classificazione delle tipologie secondo una matrice OTE-UDE, il procedimento adottato per la scelta delle aziende rappresentative, il calcolo delle loro emissioni e la stima estrapolata all'intero settore agricolo.

2.3.1 Metodologia

Le principali fonti responsabili delle emissioni di GHG per il settore agricolo sono, come già sottolineato, gli animali (in particolare i ruminanti), i concimi e i carburanti, anche se l'impatto di questi ultimi due è assegnato dalla metodologia IPCC rispettivamente al settore industria e al settore energia e dalla metodologia LCA direttamente ai prodotti.

Nella metodologia proposta le emissioni attribuibili a queste tre fonti vengono calcolate, aggregate e attribuite al settore agricoltura. L'analisi condotta ha preso in considerazione le tre variabili più significative in termini quantitativi e più solide dal punto di vista della disponibilità dei dati: capi allevati, fertilizzanti acquistati e carburante usato.

Per queste tre variabili è stata costruita una matrice di conversione che, a partire dai dati di input, sia in grado di stimare gli output in termini di CO₂ equivalente prodotta

(tabella 2.4).

Tabella 2.4 - Codice e descrizione delle 3 variabili e dei 3 indicatori

CODICE	Tipologia emissioni	Variabile di riferimento
<i>ZOO</i>	Da zootecnia	UBA (numero)
<i>GAS</i>	Da uso gasolio	Macchine (ore lavoro)
<i>INP</i>	Da fertilizzanti	Concimi (valore in €)

Emissioni legate agli allevamenti (ZOO)

La zootecnia è ritenuta una dei principali emettitori in termini di GHG per la fermentazione enterica dello stomaco dei ruminanti e per la produzione di liquami ad alta concentrazione di N₂O. A tal proposito alcuni studi conducono a un fattore di emissione annua per Unità di Bovino Adulto (UBA) stimato in 1,636 kg di CO₂ annue per capo di bovino (Velthof *et al.*, 2003; Pulina *et al.*, 2010). Conoscendo quindi il carico zootecnico di un'azienda è possibile stimare il relativo ammontare di emissioni.

Emissioni legate al gasolio (GAS)

Per il calcolo delle emissioni di CO₂ da uso di combustibile è stato utilizzato il numero di ore di lavoro delle macchine. Conoscendo, infatti, la potenza del motore è possibile calcolare il combustibile consumato in un'ora da ciascuna tipologia di macchina agricola, considerando il fattore di rendimento del motore e stimando il fattore di potenza erogata rispetto a quella nominale; in ultimo, la quantità di combustibile consumata in un'ora viene moltiplicata per il numero di ore lavorate e per il fattore di emissione di CO₂ del gasolio. I passaggi sono i seguenti:

$$kw = c_pot * 0,7354^1$$

$$\text{potenza combustibile} = kw / 0,35^2 * \text{fattore di carico}$$

$$\text{kg/h combustibile} = \text{potenza} * 3.600^3 / 44.000^4$$

$$\text{emissioni CO}_2 \text{ (kg combustibile/h)} = \text{kg/h combustibile} * 3,173^5$$

dove:

1=fattore di conversione cavalli potenza in kw

2=rendimento macchina

3=n. sec in un'ora

4=potere calorifero inferiore del gasolio (kJ/kg)

5=fattore di emissione

Emissioni legate ai fertilizzanti (INP)

Il fattore di emissione per i concimi è stato valutato prendendo in considerazione, per il loro maggiore impatto, solo i concimi azotati. Il fattore di emissione è stato posto pari a 0,373 kg di CO₂ eq. per kg di concime utilizzato, tale valore considera un tenore di azoto pari al 10% (derivante dalla media delle % di N presenti in 22 prodotti commercializzati) e tiene conto dei fattori di caratterizzazione del GWP forniti dall'IPCC (Nannipieri, 1999).

La sommatoria delle emissioni definite dai tre indicatori GAS, ZOO e INP definisce la stima delle emissioni di gas climalteranti causate dai principali input a livello aziendale.

2.3.2 Applicazione della metodologia a scala nazionale

Al fine di testare la metodologia, che si presta ad utilizzare dati statistici disponibili presso banche dati istituzionali, è stato sviluppato uno studio sul contributo emissivo delle imprese agricole in funzione della loro dimensione economica e del loro ordinamento tecnico economico. Lo studio ha utilizzato come base le banche dati nazionali INEA (INEA, 2010), definite in ambito europeo come *Farm Accountancy Data Network* (FADN)¹⁰, e gestite a livello nazionale dalla RICA¹¹.

I criteri alla base della definizione di tipologia aziendale con cui procedere alla classificazione sono, ad oggi, l'orientamento tecnico economico (OTE) e la dimensione economica aziendale (UDE). Il criterio di riferimento per la determinazione delle dimensioni economiche è stato identificato con il Reddito Lordo Standard (RLS) espresso oggi, a seguito dell'emanazione del Regolamento CE n. 1242/2008, come Standard Output (SO)¹². Tale valore, espresso in euro (e non più in UDE) è il discriminante della

¹⁰ La necessità di ottenere dati attendibili e uniformi del settore agricolo per gli stati membri vincolò questi a produrre le informazioni utili alla costruzione di strumenti con cui implementare in modo efficiente le scelte della Politica Agricola Comune (PAC). Inizialmente i dati raccolti erano prevalentemente concentrati sulla rilevazione delle condizioni strutturali e reddituali delle diverse tipologie aziendali presenti sul territorio, così da poter orientare gli interventi verso le tipologie aziendali che esigevano maggiore attenzione da parte delle istituzioni comunitarie al fine di assicurare a tutti i produttori un reddito da lavoro per occupato in agricoltura comparabile a quello percepibile da attività analoghe in settori extragricoli (Ferro, 1988). Lo scopo principale della FADN, e consequenzialmente della RICA, è quello di porre a confronto i risultati economici delle diverse agricolture dei Paesi dell'Unione, la necessità di classificare le aziende contabili della rete europea con uno schema tipologico comune con cui analizzare i dati tecnici ed economici delle principali colture e dei principali comparti zootecnici è stato il primo passo della standardizzazione statistica comunitaria.

¹¹ Dal 1990 l'INEA è stato inserito tra gli enti che fanno parte del Sistema Statistico Nazionale (SISTAN).

¹² Questo nuovo criterio economico, valido dall'anno contabile 2010, fa riferimento alla produzione lorda aziendale in termini monetari, senza includere i sussidi provenienti dalla PAC legati al prodotto e senza considerare la parte relativa ai costi specifici variabili. Lo SO è calcolato come somma dei valori dei singoli SO che scaturiscono da ogni attività agricola aziendale, moltiplicati per il numero delle unità di ettari di terreno o di animali presenti in azienda e definisce la "dimensione economica aziendale". Pertanto, lo SO di

classificazione dei singoli casi contabili, distribuiti in 14 classi di ampiezza economica.

Il contributo relativo di ogni attività produttiva agricola alla formazione dello SO¹³ dell'azienda definisce l'OTE di appartenenza, che è individuato, a seconda del dettaglio utilizzato, tra 9 OTE generali, 21 OTE principali e 62 OTE particolari.

Per quanto riguarda la definizione del campione delle aziende contabili, il campo di osservazione RICA comprende le aziende agricole di dimensione economica superiore o uguale a 4.000 euro appartenenti al campo di osservazione UE. L'UE, infatti, esclude le aziende di piccolissime dimensioni per garantire la comparabilità delle statistiche tra gli stati membri. La popolazione di riferimento è costituita dalle aziende agricole individuali e dalle società. Sono, invece, escluse le aziende facenti capo a enti pubblici, a istituzioni private non-profit, a comunanze e affittanze collettive e le aziende esclusivamente forestali. In Italia lo stesso universo di aziende è in grado di rappresentare la quasi totalità della realtà agricola italiana (INEA, 2010a).

Tabella 2.5 - Classificazione per UDE delle aziende per il campione RICA

Classi	Limiti in Euro	Aziende
<i>I*</i>	meno di 2.000	446.733
<i>II*</i>	da 2.000 a meno di 4.000	329.635
III	da 4.000 a meno di 8.000	319.356
IV	da 8.000 a meno di 15.000	200.968
V	da 15.000 a meno di 25.000	121.007
VI	da 25.000 a meno di 50.000	115.515
VII	da 50.000 a meno di 100.000	77.781
VIII	da 100.000 a meno di 250.000	45.952
IX	da 250.000 a meno di 500.000	13.473
X	da 500.000 a meno di 750.000	4.102
XI	da 750.000 a meno di 1.000.000	1.291
XII	da 1.000.000 a meno di 1.500.000	1.582
XIII	da 1.500.000 a meno di 3.000.000	1.276
XIV	pari o superiore a 3.000.000	770
Totale		1.679.439
RICA		903.073

(* non conteggiate in ambito RICA)

una determinata produzione agricola, sia essa un prodotto vegetale o animale, è il valore monetario della produzione, che include le vendite, i reimpieghi, l'autoconsumo e i cambiamenti nello stock dei prodotti, al prezzo franco azienda (INEA 2010b).

¹³ Per maggiori dettagli sui pesi dello SO per l'identificazione della OTE di appartenenza delle aziende contabili vedi in Allegato 1 del Regolamento (CE) N. 1242/2008 della Commissione dell'8 dicembre 2008 che istituisce una tipologia comunitaria delle aziende agricole

La tabella 2.5 riporta la classificazione delle aziende italiane nelle 14 classi di UDE ed il totale delle aziende su cui è stato progettato il disegno campionario della RICA.

Le singole unità che partecipano all'indagine RICA sono quindi selezionate in seguito dell'approvazione del piano di selezione, in Italia progettato e redatto da INEA, da parte degli organi di controllo predisposti dalla Commissione.

Individuazione delle aziende rappresentative

Il percorso proposto ha cercato di individuare un sistema con cui riuscire a stimare l'impatto delle aziende agricole in termini di emissioni partendo dallo studio ed analisi di aziende rappresentative dei diversi contesti tipologici utilizzati per la costruzione del campionamento.

Per questo, il primo passo del percorso metodologico consiste in una corretta selezione dei casi di studio che meglio di altri conducano alla stima del contributo netto al cambiamento climatico dovuto all'attività agricola, calcolandolo in modo semplice dal punto di vista tecnico e solido dal punto di vista statistico. Coerentemente con tale obiettivo, e su indicazione degli operatori del Servizio 1 INEA, incaricati di raccogliere, e controllare i dati raccolti nelle aziende contabili del sistema RICA, è stato scelto come campione di aziende contabili di riferimento quello definito dal piano di selezione per le annate agrarie 2008-2009.

Questa scelta comporta che il campione preso a riferimento per testare la metodologia cataloghi le aziende contabili in funzione delle OTE e della dimensione economica definite a partire dal RLS e classificate secondo il parametro delle UDE (1 UDE è pari a 1.200 €). Nello studio, per il parametro delle UDE, è stata ripresa la riclassificazione operata da INEA che, in fase di costruzione del piano di selezione, identifica 6 classi di UDE (tabella 2.6) derivanti dell'unione delle due classificazioni precedentemente illustrate, rispettivamente proposte dall'UE (10 classi) e dalla stessa INEA (7 Classi).

La prima categoria identifica le aziende attivate come attività imprenditoriali part-time o rivolte all'autoconsumo, la seconda e la terza categoria comprendono imprese agricole in cui è prevalente il contributo lavorativo familiare, per poi passare nelle altre categorie ad una struttura aziendale più complessa che richiede l'apporto di lavoro e spesso di capitali provenienti anche dall'esterno del nucleo familiare originario.

Tabella 2.6 – Classi e numero di aziende contabili nel Piano Selezione 2008-09

Classe	Limiti in UDE	Aziende
1	da 4 a meno di 8 UDE	1.258
2	da 8 a meno di 16 UDE	2.118
3	da 16 a meno di 40 UDE	3.106
4	da 40 a meno di 100 UDE	2.838
5	da 100 a meno di 250 UDE	1.188
6	pari a 250 e oltre UDE	528
	Totale	11.036

Per quanto riguarda il parametro delle OTE, pur mantenendo le caratteristiche di rappresentatività tipologica, è stata definita una nuova catalogazione capace di rendere più marcata la differenza tra le caratteristiche tecniche-agronomiche legate alla conduzione di diversi processi produttivi. In tal senso la suddivisione proposta nel piano di selezione è stata modificata riallocando le osservazioni delle 9 OTE principali¹⁴ in una nuova struttura tipologica comprendente solo 5 classi:

- Aziende specializzate in seminativi (OTE 1);
- Aziende specializzate in ortofloricoltura (OTE 2);
- Aziende specializzate nelle colture permanenti (OTE 3);
- Aziende specializzate nell'allevamento di erbivori (OTE 4);
- Aziende miste zootecnico-colturale (OTE 5-6-7-8).

Le OTE principali che sono state accorpate riguardano le aziende del campione che rispondono a una condizione di bassa specializzazione produttiva, dove si pratica allevamento di granivori, poliallevamento o una conduzione mista colturale-zootecnica.

La classificazione delle tipologie aziendali, funzionale all'identificazione delle differenti origini ed entità degli impatti all'interno del settore agricolo nazionale, è stata pianificata catalogando le aziende contabili in funzione della rispondenza ai due criteri appena descritti. Tale operazione ha portato alla costruzione di una matrice in cui le 11.036 aziende comprese dal campione RICA si distribuiscono in 30 differenti tipologie di aziende (tabella 2.7).

¹⁴ La OTE 9 si riferisce alle aziende non classificate, per questo non si ritrova nella catalogazione strutturale.

Tabella 2.7 – Numerosità del campione nelle 30 tipologie aziendali

OTE Principale	UDE - Dimensione Economica						Totale
	1	2	3	4	5	6	
OTE 1	385	584	767	695	293	90	2.814
OTE 2	36	94	231	250	97	44	752
OTE 3	402	726	1.008	85	273	127	3.361
OTE 4	162	318	623	638	321	89	2.151
OTE 5-6-7-8	273	396	477	430	204	178	1.958
Totale	1.258	2.118	3.106	2.838	1.188	528	11.036

Il secondo passaggio del percorso metodologico è consistito nell'identificare l'azienda tipica per ciascuna delle classi, dove per "tipica" s'intende rappresentativa in termini mediani rispetto alle altre osservazioni comprese nella tipologia. Il presupposto di rappresentatività guida la scelta dell'azienda reale su cui implementare il modello di quantificazione delle emissioni precedentemente descritto. Con questo sistema, per costruire un soddisfacente scenario di stima, il modello di calcolo dovrà essere implementato solo in 30 aziende reali.

Le variabili utilizzate per costruire le aziende mediane delle singole tipologie sono state tratte dai database della RICA riferito all'anno 2009. In particolare, come riassunto in tabella 2.8, RLS, SAU e UBA sono stati ricavati dal database in cui sono raccolte le informazioni aziendali di carattere generale, mentre i dati relative alla potenza del parco macchine (MAC), al consumo energetico (ELE) e agli impieghi di concimi e mangimi (CON e MAN) sono state estratte dai database relativi ai processi vegetali e animali.

Tabella 2.8 - Variabili utilizzate per scelta dell'azienda "mediana" delle 30 tipologie

CODICE	Descrizione	Unità	Dataset
<i>RLS</i>	Redditi Lordi Standard	€	Generale Aziende
<i>SAU</i>	Superficie Agricola Utilizzata	ha	Generale Aziende
<i>UBA</i>	Numero di UBA	num	Generale Aziende
<i>MAC</i>	Potenza parco macchine;	cv	Generale Aziende
<i>ELE</i>	Elettricità	€	Processi Vegetali Processi Animali
<i>CON</i>	Concimi	€	Processi Vegetali
<i>MAN</i>	Mangimi concentrati	€	Processi Animali

Per ciascuna delle aziende appartenenti alle 30 tipologie aziendali sono stati estratti i dati relativi alle 7 variabili e ne è stata calcolata la mediana. Quindi, applicando una

metrica euclidea, si è proceduto ad individuare l'azienda le cui caratteristiche erano più vicine ai valori mediani, che è stata poi scelta come caso rappresentativo della tipologia su cui operare il conteggio delle emissioni.

La stima delle emissioni legate all'utilizzo di input e caratteristiche strutturali delle aziende tipo è stata testata per le 30 classi OTE/UDE precedentemente definite.

Al fine di fornire una prima, seppur approssimativa, valutazione dell'impatto delle aziende agricole italiane riguardo alle emissioni di CO₂ si è proceduto alla creazione di tre indicatori con cui stimare le emissioni delle 30 aziende tipiche. Questo perché, di fatto, le misure fornite dai pochi ma certi indici possono essere utili a definire una prima serie di considerazioni in merito all'origine dell'impatto complessivo del settore agricolo italiano, attribuendo dei pesi ai diversi aggregati tipologici agricoli.

Nonostante l'analisi possa considerarsi approssimativa, la sua applicazione fornisce alcuni elementi interessanti tra cui una prima valutazione delle classi di OTE/UDE maggiormente impattanti. Partendo da questi risultati, con le opportune attenzioni, è ipotizzabile procedere, per mezzo di appositi fattori di conversione presenti in diverse banche dati internazionali, alla creazione di indicatori capaci di esprimere le quantità di CO₂ potenzialmente emesse in atmosfera¹⁵.

Il risultato di questa valutazione per le aziende tipiche delle 30 classi tipologiche è riportato in tabella 2.9.

Riportando i risultati campionari alle caratteristiche dell'universo di riferimento è possibile definire la quota d'impatto per ogni singola tipologia aziendale, definendo una matrice capace di pesare i diversi contributi delle singole tipologie aziendali. A questo scopo si è proceduto alla ricostruzione dell'universo di riferimento a partire dai pesi base per le aziende individuate dal piano di selezione, dove il peso è rappresentato dal numero di elementi della popolazione rappresentati dall'unità di rilevazione alla quale è associato (INEA 2010a).

¹⁵ I dati disponibili per le elaborazioni (INEA), sono espressi in sole misure economiche, quindi prima di procedere al calcolo delle emissioni dovute all'uso dei concimi azotati è stato necessario convertire tali variabili in misure quantitative (kg) che sono state poi moltiplicate per il fattore medio di emissione.

La procedura di calcolo viene di seguito sinteticamente descritta:

Step 1. Il prezzo medio di un concime azotato è stato stimato dal listino prezzi dei suddetti concimi. La variazione di prezzo porta ad una forbice compresa tra 0,241 € al kg a 0,706 € al kg¹⁵ e ad una media di 0,413€ per kg di concime azotato.

Step 2. Sono state convertite le variabili economiche (€) INEA in dati quantitativi (kg) utilizzando la media dei prezzi di listino.

Step 3. Il fattore di emissione è stato stimato pari a 0,373 kg di CO₂ eq. per kg di concime utilizzato, tale valore considera un tenore di azoto pari al 10% (derivante dalla media delle % di N presenti in 22 prodotti commercializzati) e tiene conto dei fattori di caratterizzazione del GWP forniti dall'IPCC.

Tabella 2.9 - Emissioni delle aziende tipiche per classe tipologica (ton CO₂eq anno)

OTE Principali		UDE					
		1	2	3	4	5	6
OTE 1	UBA	0,92	0,89	1,40	2,48	5,37	6,87
	GAS	4,69	7,01	18,68	58,63	112,99	365,65
	IN_CON	0,70	1,21	2,47	6,51	16,18	42,58
	totale	6,31	9,10	22,55	67,63	134,55	415,09
OTE 2	UBA	0,31	0,04	0,04	0,45	0,09	2,00
	GAS	0,95	0,54	1,22	6,86	14,65	105,20
	IN_CON	0,98	0,92	1,40	3,80	6,09	33,46
	totale	2,24	1,50	2,66	11,11	20,83	140,66
OTE 3	UBA	0,16	0,33	0,62	0,88	1,61	0,78
	GAS	2,07	5,77	19,80	38,23	163,13	230,67
	IN_CON	0,41	0,67	1,32	2,72	6,51	20,02
	totale	2,64	6,77	21,75	41,83	171,25	251,47
OTE 4	UBA	21,92	35,84	68,24	134,10	274,60	900,72
	GAS	7,02	12,64	31,34	52,92	130,29	378,16
	IN_CON	0,13	0,15	0,47	1,36	3,84	9,42
	totale	29,07	48,63	100,05	188,39	408,74	1.288,29
OTE 5-6-7-8	UBA	4,54	7,57	23,24	58,77	143,90	1.075,80
	GAS	3,39	5,85	17,05	41,34	76,13	179,71
	IN_CON	0,42	0,64	1,28	3,28	5,83	13,23
	totale	8,35	14,06	41,58	103,40	225,86	1.268,73

I risultati di tale operazione mostrano un insieme di riferimento per il 2009 pari a 705.863 aziende contro le circa 903.000 identificate per l'anno 2010. La differenza tra le due stime è dovuta ai dati di partenza, rispettivamente del V censimento dell'agricoltura e dell'indagine SPA. Di fatto, quanto più ci si allontana in termini temporali dal censimento (anno 2000) i dati dell'indagine SPA diventano sempre più "diversi" rispetto al censimento (INEA 2010a).

Volendo definire con procedura statistica l'effettivo numero di imprese agricole contenute in ogni singola classe tipologica sarebbe opportuno mantenere differenziate anche le OTE principali che, visto lo scopo di tale lavoro, sono state accorpate, ossia le OTE 5-6-7-8. Tuttavia, visto l'intento di tale operazione, in questa fase si è comunque proceduto nella costruzione di una matrice in cui le aziende rappresentate dell'universo sono classificate nello stesso modo con cui sono state finora presentate (Tabella 2.10).

Tabella 2.10 - Distribuzione delle aziende dell'universo nelle classi tipologiche

OTE	UDE - Dimensione Economica						Totale
	1	2	3	4	5	6	
OTE 1	77.519	56.394	41.121	14.858	4.159	977	195.028
OTE 2	4.470	8.000	11.276	6.271	1.877	607	32.500
OTE 3	139.490	76.145	46.273	14.965	3.179	1.002	281.054
OTE 4	14.466	21.060	24.870	14.963	6.021	1.755	83.134
OTE 5-6-7-8	44.462	31.038	24.387	9.802	2.405	2.053	114.147
Totale	280.407	192.637	147.927	60.858	17.640	6.394	705.863

A seguito di questa classificazione è stato possibile moltiplicare i valori di CO₂ eq riportati nella tabella relativi alle emissioni dell'azienda tipica per ogni classe per il totale di aziende corrispondenti dell'universo.

Il risultato, riportato nelle tabelle 2.11 e 2.12 definisce, in valore assoluto e percentuale, il contributo emissivo di ogni singola classe tipologica.

Tabella 2.11 – Totale delle emissioni per tipologia aziendale (ton CO₂eq anno)

	UDE 1	UDE 2	UDE 3	UDE 4	UDE 5	UDE 6	Totale
OTE 1	489.147	513.186	927.281	1.004.837	559.593	405.545	3.899.589
OTE 2	10.012	12.000	29.994	69.666	39.093	85.416	246.179
OTE 3	368.254	515.502	1.006.428	626.005	544.336	252.073	3.312.597
OTE 4	420.529	1.024.158	2.488.233	2.818.866	2.460.877	2.260.318	11.472.980
OTE 5-6-7-8	371.257	436.392	1.014.021	1.013.495	543.245	2.604.220	5.982.630

Tabella 2.12 – Quota percentuale delle emissioni per tipologia aziendale

	UDE 1	UDE 2	UDE 3	UDE 4	UDE 5	UDE 6	Totale
OTE 1	1,96%	2,06%	3,72%	4,03%	2,25%	1,63%	15,65%
OTE 2	0,04%	0,05%	0,12%	0,28%	0,16%	0,34%	0,99%
OTE 3	1,48%	2,07%	4,04%	2,51%	2,18%	1,01%	13,30%
OTE 4	1,69%	4,11%	9,99%	11,31%	9,88%	9,07%	46,05%
OTE 5-6-7-8	1,49%	1,75%	4,07%	4,07%	2,18%	10,45%	24,01%

Nonostante per il calcolo delle emissioni aziendali siano state considerate tre variabili, UBA, MAC, CON, di cui la prima e l'ultima più presenti e determinanti rispettivamente per la quantificazione delle emissioni nelle aziende zootecniche (OTE 4 e OTE 5-6-7-8) e nelle aziende dedite alla coltivazione (OTE 1, 2 e 3), il fattore legato alle

emissioni di GHG per UBA sembra pesare molto di più rispetto a quello legato all'utilizzo di concimi.

A partire da quanto evidenziato dalla matrice delle emissioni e degli impatti è possibile prevedere diversi scenari d'intervento. Questi ruotano essenzialmente sulle priorità individuate e, per le categorie di aziende maggiormente presenti e ritenute più inefficienti dal punto di vista delle emissioni, sulla gestione dei processi produttivi.

Questa complessa elaborazione fornisce comunque solo alcune indicazioni e, alla luce di quanto esposto, appare ancora difficile poter definire una precisa metodologia per condurre un'analisi delle emissioni agricole di settore, di processo o a livello di azienda. Tutti i risultati scontano la notevole necessità di approssimazione e, per quanto le metodologie e le stime adottate possano essere condivisibili, spesso non si riescono ad ottenere indicazioni di sintesi chiare ed utili agli indirizzi di natura politica. Tali metodologie sono attualmente oggetto di approfondimento e di verifica da parte degli studiosi e il percorso per giungere a un approccio condiviso capace di coniugare la correttezza scientifica con l'applicabilità a livello aziendale non è privo di difficoltà. Affinché tale percorso possa portare a un esito positivo, è necessario che si accetti l'evidenza, che non sempre appare tale, che gli obiettivi e le logiche delle istituzioni che guardano alle questioni ambientali non sono gli stessi rispetto alle istituzioni agricole; ciò comporta che, almeno nel prossimo futuro, le politiche agricole facciano riferimento a nuove metodologie di calcolo dell'impatto sui cambiamenti climatici che possano essere applicate alle aziende coniugando la loro finalità economico-produttiva con la capacità di contribuire alla riduzione dell'impatto delle attività umane sull'ambiente.

Lo studio di questi fenomeni deve necessariamente trovare una formalizzazione negli interventi politici; tale evidenza, fra l'altro, comincia ad affermarsi anche in documenti ufficiali non provenienti da ambiti strettamente legati alla definizione della Pac, come conferma la recente proposta di regolamento e attuazione delle metodologie di contabilità delle emissioni del settore LULUCF, nella quale si afferma con chiarezza che le connessioni tra attività agricola e potenzialità mitigative devono essere valutate, contabilizzate ed attribuite ai soggetti che effettivamente ne garantiscono l'esistenza (European Commission, 2012a).

CAPITOLO 3

LA CAPACITÀ DI ASSORBIMENTO DI GHG DELL'AGRICOLTURA

Scienza e politica, in un'ottica di contenimento del cambiamento climatico globale, hanno aumentato il loro interesse nei confronti della misura dei flussi di gas serra, per comprendere più a fondo l'impatto dei fenomeni naturali e antropici sul bilancio globale del carbonio e sulle sue conseguenze (Falge *et al.*, 2001). A questo riguardo è necessario interrogarsi, oltre che sulla natura dei flussi emissivi, su come ridurre la loro consistenza attraverso delle azioni di mitigazione e su come limitare gli effetti negativi dei cambiamenti climatici che ne conseguono attraverso dei sentieri di adattamento (UNFCCC, 2007). La mitigazione consiste nella riduzione delle emissioni di GHG e nel potenziamento dei *sink* (serbatoi) di carbonio; l'adattamento riguarda qualunque aggiustamento possa essere fatto nel sistema ecologico e sociale in risposta al cambiamento climatico. Entrambe le possibilità sono complementari e in linea con il concetto di sviluppo sostenibile¹⁶ (Madlener *et al.*, 2006).

Con riferimento al ruolo dell'agricoltura e alle sue potenzialità nell'ambito della mitigazione dei cambiamenti climatici, il dibattito si è già da tempo avviato sull'origine e il contenimento delle emissioni; meno attenzione, invece, è stata posta allo studio dei potenziali assorbimenti di GHG e al loro possibile ruolo (Fung *et al.*, 2005). Solo recentemente l'UE sembra aver posto attenzione al ruolo ambientale del settore agricolo in un'ottica di risorsa per lo stoccaggio di carbonio.

In questa direzione, già nella riforma della PAC del 2003, la Commissione Europea aveva stabilito che i sussidi agli agricoltori non dovessero più essere vincolati alle produzioni e per poterne beneficiare il produttore era "condizionato" a rispettare degli impegni relativi a sicurezza alimentare, ambiente, igiene e benessere degli animali e corretto mantenimento dei terreni e degli elementi caratteristici del paesaggio (Reg. CE 1782/2003). Le iniziative poste in atto dal regolamento hanno avuto la finalità di porre in essere un processo complesso di riqualificazione del settore agricolo anche in un'ottica di

¹⁶ Il termine assunse rilievo in seguito alla pubblicazione nel 1987 del Rapporto della Commissione Brundtland "*Our common future*", che definiva tale concetto come "sviluppo che soddisfa le necessità del presente senza sacrificare le possibilità di soddisfare le necessità del futuro". Tale definizione chiarisce cosa si possa intendere per "sostenibile".

tutela ambientale, rendendo vincolanti i comportamenti virtuosi. In tal modo, in un contesto integrato tra ambiente, agricoltura e società, l'azienda agricola è in grado di fornire una risposta alle richieste espresse da quella stessa collettività che genera le risorse finanziarie che sono all'origine del sostegno al reddito degli agricoltori.

L'attuale processo di riforma sta integrando questi primi requisiti con altri più specifici. Infatti, all'interno delle prime bozze di riforma per il periodo 2014-2020, la Commissione propone un sostegno più puntuale verso gli agricoltori, ovvero lo "spacchettamento" dell'attuale pagamento unico aziendale in più componenti selettive e finalizzate: pagamento di base, pagamento ecologico (*greening*), aree svantaggiate, giovani agricoltori, piccoli agricoltori, pagamenti accoppiati per produzioni strategiche. Inoltre, la Commissione propone di limitare la platea dei beneficiari della PAC agli agricoltori attivi per evitare che il sostegno vada a soggetti che poco hanno a che fare con l'attività agricola.

Che l'idea della nuova PAC vada verso una dimensione di tutela dell'ambiente è evidente anche dalle recenti emanazioni delle istituzioni europee; ad esempio nella Decisione del Parlamento Europeo e del Consiglio 042 (European Commission, 2012a), relativa alla contabilizzazione emissioni ed assorbimenti gas effetto serra, le terre coltivate vengono ritenute avere un effetto mitigativo sui gas serra e risulta pertanto necessario contabilizzarne le emissioni nette.

Tale processo richiede la formalizzazione di un approccio adeguato alla contabilizzazione di emissioni ed assorbimenti a livello aziendale, un approccio che apre sia problemi politici, sulla volontarietà del requisito, che tecnici, legati al problema della scelte e della applicazione del metodo di misurazione. A questo proposito, in questo capitolo vengono proposte alcune delle principali metodologie che si sono cominciate a diffondere in ambito agricolo per il calcolo della contabilizzazione degli assorbimenti.

3.1 L'approccio a livello di settore

L'UNFCCC stabilisce cinque settori che sono la sorgente dei GHG di origine antropica in atmosfera: Energia, Industria, Agricoltura, LULUCF (*Land Use, Land-Use Change, Forestry*) e Rifiuti. Per come sono definiti tali settori, la cattura e la rimozione dei GHG avviene solo nei LULUCF, grazie alla presenza delle biomasse vegetali; questa peculiarità fa del LULUCF un settore a se stante (Schlamadinger *et al.*, 2007).

Le attività che rientrano in questo settore sono le uniche per le quali è possibile la

contabilizzazione degli assorbimenti nell'ambito del protocollo di Kyoto. Essi riguardano modifiche degli stock di carbonio e limitazione di emissioni di CO₂ dovute a imboschimento, rimboschimento e al disboscamento (Articolo 3.3 del Protocollo di Kyoto), gestione forestale, gestione dei terreni coltivati, gestione dei pascoli, fatta eccezione per le emissioni agricole non-CO₂ (Articolo 3.4 del Protocollo di Kyoto), che sono riportati nel comparto Agricoltura (García-Oliva *et al.*, 2004; Cowie *et al.*, 2007). I LULUCF possono essere definiti proprio come un set di attività a gestione antropica pianificato per una specifica contabilizzazione delle azioni sopra elencate, in una specifica area geografica (Brown *et al.*, 2000).

Sotto l'articolo 3.4 del protocollo di Kyoto, e il successivo accordo di Marrakesh, i Paesi hanno potuto scegliere di conteggiare gli stock ed i *sink* di carbonio distinti in *forest management* (FM), *cropland management* (CM), *grazing land management* (GM) o *revegetation* (RV). Se un Paese decide di contabilizzare tali attività deve tenere conte dello *stock exchange*¹⁷ di tutti i terreni coinvolti nell'attività, per i quali già redige il conteggio delle emissioni. Tuttavia la gestione umana della biosfera può influenzare significativamente il tasso di emissione ed assorbimento sia delle colture che dei pascoli a seconda della tecnica e delle operazioni colturali (Tilman, 2002); a tal proposito è stata costruita una metodologia che in funzione delle attività umane che insistono sui territori possa valutare anche la loro capacità di assorbimento.

3.1.1 Metodologia

La metodologia IPCC fornisce anche per i LULUCF, nella sua forma semplificata di calcolo, dei fattori di assorbimento standard da utilizzare in mancanza di riferimenti specifici per la scala nazionale o locale (regionale). I valori di default presenti nei manuali IPCC rappresentano dei valori medi per macroaree i quali, essendo relativi a situazioni che possono essere lontane da quelle locali, possono portare a grandi sovrastime o sottostime. Come già accennato, la scelta di utilizzare fattori di emissione locali e aggiornati è comunque consigliata dall'IPCC, al fine di rendere quanto più realistica la stima delle emissioni per ogni contesto geografico.

Una seconda problematica è legata alla contabilizzazione dei flussi e degli stock di carbonio interessati dal sistema suolo, in quanto, a seconda delle condizioni locali, esso

¹⁷ Per *stock exchange* si intende la produzione di assorbimenti, le emissioni e il loro confronto.

può agire sia come fonte di emissione (*source*) che come serbatoio di cattura (*sink*).

Il ruolo cruciale svolto dai suoli e dalle colture nel ciclo del carbonio è riconosciuto dalle convenzioni internazionali su desertificazione, cambiamento climatico, biodiversità (UN, 1992). Il protocollo di Kyoto sottolinea inoltre che proprio il suolo svolge una funzione importante per l'immagazzinamento del carbonio, che deve essere tutelata e, per quanto possibile, rinforzata (UN, 1998). Tuttavia la mancanza di dati certi sul comportamento del suolo nei riguardi della cattura del carbonio non ha permesso di dare uno specifico riferimento per la sua contabilizzazione.

Tali premesse giustificano quanto deciso in ambito italiano dove il piano nazionale CIPE 2002 (19 dicembre 2002, n.123) considera l'agricoltura sul piano della riduzione delle emissioni da consumi energetici e su quello della riduzione delle emissioni di metano (CH₄) e di ossido di azoto (NO₂) e non prevede che i suoli agricoli possano essere considerati come *carbon sink* (Tonon e Magnani, 2005). Di fatto, in Italia, come in altri Paesi, la disponibilità di dati relativi al contenuto di sostanza organica nel suolo e nelle colture sono una criticità rilevante, sia per il numero esiguo e la estrema frammentazione di rilevazioni condotte dal 1990 ad oggi, sia per le diverse metodologie adottate, non sempre coerenti e utilizzabili ai fini del protocollo di Kyoto.

3.1.2 Risultati

Tra il 1989 e il 1998 l'immobilizzazione netta di carbonio dall'atmosfera grazie agli ecosistemi terrestri è stata stimata intorno a 2,3 Gt C/anno (IPCC, 2000), che corrispondono a circa il 30% delle emissioni causate da fonti antropiche. Allo stesso tempo, principalmente a causa del cambio dell'uso del suolo, sono state prelevate dagli ecosistemi terrestri 1,6 Gt C/anno. Il risultato combinato mostrerebbe una netta prevalenza della rimozione del carbonio dall'atmosfera grazie agli ecosistemi terrestri (Schlamadinger *et al.*, 2007).

Esiste quindi un potenziale non indifferente di riduzione delle emissioni di CO₂ da parte degli ecosistemi terrestri; attraverso forestazione e riforestazione si potrebbe raggiungere un sequestro di circa 3,7 Gt CO₂/anno (Brown *et al.*, 1996) e, con un'adeguata gestione delle terre coltivate e dei pascoli, il sequestro potrebbe avere un incremento potenziale di 9,2 Gt CO₂/anno fino al 2040 (Sampson *et al.*, 2000).

Il settore LULUCF ha un impatto significativo sulle emissioni dei GHG europei, la

cui rimozione da parte di questo settore ammonta a circa il 9%. Tuttavia, fino ad ora questo contributo era stato escluso dal conteggio in sede europea per la mancanza di regole comuni in campo internazionale. Inoltre a livello comunitario vi erano forti aspettative che fosse adottata una revisione della contabilizzazione dei LULUCF a Copenhagen nel 2009, che l'UE avrebbe poi potuto mutuare. Tale protocollo d'intesa è stato però sottoscritto solo nel Dicembre 2011 a Durban.

Allo stato attuale si prevede una diminuzione del *sink* stimato nei LULUCF nell'UE per il 2020 pari a circa il 10% rispetto al periodo 2005-2009, equivalente a 33 Mt CO₂ in meno per anno. Un esame più approfondito mostra che ci sono grandi differenze tra le iniziative individuali e quelle politiche per l'intero settore, considerata soprattutto la volontarietà dell'applicazione dell'articolo 3.4 del protocollo di Kyoto riguardante gli assorbimenti del settore agricolo. Il decremento è dovuto per la maggior parte al *forest management*, sul quale esistono più dati e per il quale gli assorbimenti netti sono in riduzione di circa 60 Mt CO₂. Questo trend è parzialmente compensato dal rimboschimento, mentre il bilancio netto della gestione colturale agricola e dei pascoli è ritenuto sostanzialmente stabile o crescente. Inoltre, la diminuzione della pressione agricola sui terreni a pascolo dovuta all'incremento della produzione delle biomasse vegetali (come ad esempio il mais) e le colture intensive potrebbero aiutare a ridurre il carbonio contenuto nel suolo e contribuire alle emissioni (European Commission, 2012b).

3.1.3 Il confronto con le emissioni

Gli studi sul confronto tra assorbimenti ed emissioni di carbonio delle colture agricole fino ad ora non hanno trovato grande spazio in letteratura per due ragioni: la grande difficoltà di misurare lo scambio di carbonio in maniera accurata e la considerazione, largamente condivisa, che esista un equilibrio fra i due flussi che determina un bilancio pressoché nullo (Moors *et al.*, 2010). Infatti, proprio UNFCCC stabilisce dei requisiti standard per i campi coltivati (ovvero dei fattori emissivi prestabiliti) che rendono le colture *carbon neutral* e focalizzano le misurazioni e i conteggi ai soli flussi determinati dall'utilizzo degli input di processo. Di conseguenza, sono presi in considerazione per lo più gli effetti del cambiamento di gestione del suolo che interessano le quantità di combustibili fossili utilizzati, le emissioni di azoto derivanti dall'uso di fertilizzanti e la decomposizione delle torbiere (Moors *et al.*, 2010).

In Europa (UE-27) i terreni coltivabili rappresentano una superficie di $100,12 \times 10^6$ ettari, vale a dire il 62% della superficie agricola totale utilizzata (EUROSTAT, 2008); un piccolo assorbimento o rilascio di carbonio per m^2 di terreno agricolo può modificare sensibilmente il relativo bilancio del GHG. Sulla base dei risultati della modellizzazione della variazione degli stock di carbonio nei terreni seminativi, in Europa si stima una media annua di emissioni pari a -70 gC/m^2 , mentre la capacità fotosintetica delle diverse colture può differire di un fattore due (Janssens *et al.* 2005). Quindi, se il presupposto che il carbonio immobilizzato e rilasciato dai campi coltivati sia in equilibrio è corretto, allora la variazione di scambio di carbonio è legata ad altri fattori come le variabilità climatiche, la natura del suolo e le tecniche colturali.

Ma proprio perché gli scambi di carbonio sono piuttosto complessi da misurare, il *carbon exchange* è in genere stimato a partire da alcuni presupposti empirici: le stime, infatti, si basano sull'ipotesi che esista una relazione diretta tra produttività, temperature, precipitazioni e quantità prodotta, input di processo (fertilizzanti, antiparassitari), respirazione fogliare, respirazione del suolo (Andrén *et al.*, 2008; Vleeshouwers *et al.*, 2002).

Il concetto di *Net Ecosystem Exchange* (NEE) si riferisce alla misura delle emissioni/assorbimenti netti generati da un ecosistema. Nella sua formulazione metodologica prevede, in un ipotetico bilancio, che un valore positivo indichi un flusso netto in atmosfera di CO_2 mentre un segno negativo denoti una capacità nel sistema pianta-suolo di immobilizzare uno *stock* di carbonio (Burrows *et al.*, 2005; Syed *et al.*, 2006; Gilmanov *et al.*, 2007; Wohlfahrt *et al.*, 2008; Elsgaard *et al.* 2012).

Vari studi hanno dimostrato che il ranking dello scambio di carbonio di un terreno coltivabile varia in un anno tra 293 gC/m^2 di emissione e -31 gC/m^2 di assorbimenti e risulta essere tendenzialmente una fonte emissiva per circa 83 gC/m^2 con una deviazione standard di 40 gC/m^2 (Freibauer *et al.* 2004; Vleeshouwers *et al.*, 2002).

Alcuni autori considerano invece il terreno coltivabile prevalentemente una fonte emissiva (Janssens *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2005), altri come (Gervois *et al.*, 2008), lo considerano un *sink* a tutti gli effetti (con una capacità di assorbimento di $16 \pm 15 \text{ gC/m}^2$), mentre altri ancora (Cias *et al.*, 2009) formalizzano un *range* del bilancio delle colture europee tra $-13 \pm 33 \text{ gC/m}^2$.

Tuttavia, tutte queste misurazioni sono in realtà legate alle attività colturali svolte dagli agricoltori (Jans *et al.*, 2010), che portano avanti differenti pratiche colturali (Anthoni

et al., 2004; Ciais *et al.*, 2009; Ceschia *et al.*, 2010;) e che hanno differenti effetti sul bilancio del carbonio (Lal, 2000; Smith *et al.*, 2001; Freibauer *et al.*, 2004; Smith *et al.*, 2005; Hutchinson *et al.*, 2007; Andrén *et al.*, 2008; Billen *et al.*, 2009).

3.2 L'approccio a livello di processo

Se le misurazioni sono da ritenersi strettamente legate alle scelte in termini colturali e gestionali degli agricoltori, bisogna allora focalizzare la ricerca all'interno dei confini in cui si svolgono le attivit   agricole: i processi di produzione agricola nelle aziende.

Nei sistemi produttivi agricoli i cicli biologici, per loro natura, catturano il carbonio, in primo luogo nel suolo. A questo vanno aggiunte la grande quantit   di carbonio rimosso dai campi nel momento della raccolta, ed una quota parte di residui lasciati in campo che viene trasformata dalla flora microbica del suolo, aspetti che cambiano sulla base del sistema colturale e delle tecniche produttive (Lehuger *et al.*, 2010).

Esistono per   colture che nella parte ipogea persistono, alcune per un periodo di pochi mesi come le colture annuali, altre per anni, in formazioni legnose che catturano il carbonio, come le arboree.

Sulla parte ipogea delle colture annuali    aperto da molto tempo il dibattito con l'opinione diffusa che l'asportazione della quasi totalit   della pianta (cerali, orticole) determini un bilancio pari a zero tra emissioni e assorbimenti (Provincia di Siena, 2009). Tale affermazione potrebbe essere messa in discussione se si cambia il punto di vista con cui si osserva il fenomeno. In effetti, se si guarda al processo di produzione e si definiscono i confini di analisi al livello di confini dell'azienda agricola    possibile che il bilancio cambi. I prodotti agricoli, raggiunta la loro fase di maturazione prima della raccolta, accumulano carbonio e sono quindi da considerarsi come *sink*. All'interno di un ipotetico bilancio dovrebbero quindi essere valutati anche i prodotti stessi e tutti i sottoprodotti di natura vegetale (stoppie, paglia, residui).

Se quindi si definissero dei confini al cancello dell'azienda osservando le emissioni generate dalla produzione e le immobilizzazioni dei prodotti probabilmente il conteggio in fase di bilancio sarebbe differente.

3.2.1 Il calcolo degli assorbimenti

Alcune analisi condotte hanno provato a dimostrare quale e quanto carbonio viene immobilizzato nelle strutture vegetali (foglie, rami e radici) e quanto nei frutti. La comunità scientifica tende a considerare esclusivamente i prodotti come sommatoria di emissioni e spesso non valuta le possibili immobilizzazioni dei processi di produzione.

Proprio la variabilità nelle analisi rende questo campo di ricerca ancora molto vasto e le prime indicazioni lasciano ampio spazio a differenti valutazioni che, da un lato, sostengono la possibilità di conteggio degli assorbimenti da parte delle colture agrarie e dall'altra sollevano nuovi dubbi.

A seconda della tipologia di analisi, potrebbero essere prese in considerazione differenti componenti dell'assorbimento: da un lato quelle relative alle produzioni primarie e secondarie (prodotti e sottoprodotti) e dall'altro quelle relative alla produzione di residui colturali che concentrano carbonio, senza trascurare la possibilità di considerarle entrambe. Alcune ricerche sperimentali mostrano il potenziale contributo all'assorbimento, o meglio all'immobilizzazione, del carbonio nei tessuti vegetali, siano essi frutti, rami o radici, e quello del potenziale di immagazzinamento del carbonio all'interno dei residui di potatura.

In particolare una ricerca spagnola (Carvajal, 2009), operata su molte colture agrarie per l'intero ciclo di produzione, mostra le quantità di carbonio stoccate all'interno della coltura nelle sue diverse componenti (tabella 3.1).

Dalla tabella è possibile osservare l'ordine di grandezza della capacità di assorbimento di alcune colture agrarie; bisogna, in altri termini, considerare i dati come la possibilità di valutazione della capacità di assorbimento delle colture al momento della sperimentazione, senza prendere in considerazione né il ruolo del suolo né la tecnica colturale. Conseguentemente in questa valutazione mancano diversi elementi, quali il legame tra produttività per unità di superficie e input di processo, la precessione colturale, le caratteristiche del suolo, la capacità di stoccaggio e degradazione del carbonio per tipologia di suolo.

Questo contributo, seppur con i dovuti limiti, mostra la capacità potenziale del l'intero sistema vegetale nello stoccaggio di CO₂, a seconda della tipologia di coltura nelle sue diverse parti costituenti, mettendo in evidenza l'effettiva capacità di immobilizzare carbonio all'interno dei tessuti vegetali (quali rami, foglie, radici e frutti).

Tabella 3.1 – Assorbimento CO₂ di alcune colture agrarie

Coltura	Parte della pianta	Densità [piante/ha]	Peso fresco [g/pianta]	Peso secco [g/pianta]	Stock CO ₂ [g CO ₂ /pianta]	Stock CO ₂ [t CO ₂ /ha]
Frumento	Radice	1.250.000	1,5	0,7	0,7	0,9
	Parte epigea	1.250.000	16,8	6,7	10,3	12,9
Indivia	Radice	65.000	56,6	12,8	18,7	1,2
	Colletto	65.000	96,6	6,1	8,1	0,5
	Foglie	65.000	430,2	22,3	28,6	1,9
Pomodoro	Radice	20.000	134	22,05	32	0,6
	Colletto	20.000	1.434	296,8	440	8,8
	Foglie	20.000	866	169,7	255	5,1
	Frutti	20.000	3.394	510,8	862	17,2
Uva	Radici	8.200	6.242	2.788	4.599	37,7
	Rami	8.200	3.615	1.387	2.335	19,1
	Foglie	8.200	5.187	1.737	2.491	20,4
	Frutti	8.200	47.500	6.992	12.093	99,2
	Tronco	8.200	1.624	800	1.347	11,0

Fonte: elaborazione da Carvajal, 2009

Ancor più complessa è la valutazione dei residui colturali di tutte quelle colture che, non avendo un ciclo che si esaurisce in una stagione, persistono sul terreno, immobilizzando massa legnosa.

Il contributo in termini di assorbimento di alcune delle colture legnose agrarie italiane, in particolare per quanto riguarda i residui colturali, è valutata in una ulteriore ricerca che quantifica la CO₂ immobilizzata all'interno dei residui di potatura per alcune colture frutticole in Italia. Tale analisi è stata redatta sulla base dei contributi del Centro di Ricerca sulle Biomasse di Perugia che ha fornito indicazioni di massima sulla media dei residui colturali prodotti dai frutteti in Italia (Cotana *et al.*, 2005; Cavalaglio *et al.*, 2007). I risultati mostrano come un territorio articolato e produttivo come quello italiano possa contribuire alla mitigazione degli effetti climalteranti dei GHG riuscendo ad assorbire, solo con i residui colturali di alcune delle principali colture legnose circa 1 tonnellata di CO₂ ogni anno. Tale simulazione mostra il potenziale di assorbimento del processo produttivo, senza prendere in considerazione la parte vegetativa, le formazioni annuali (foglie) e i prodotti, ma limitando il conteggio al solo carbonio stoccato all'interno dei materiali vegetativi che per esigenze di produzione vengono rimossi con la potatura. Tale analisi, se estesa a tutte le colture frutticole, in funzione del solo potenziale in assorbimento dei

residui di potatura, potrebbe rivelare un *sink* di carbonio notevole, che non potrebbe essere trascurato in fase di conteggio. Anche qui, comunque, emergono gli stessi limiti del caso precedente, in cui la gestione colturale e il ruolo del suolo non vengono presi in considerazione.

3.2.2 Il confronto con le emissioni

Partendo dall'evidenza e dalla riflessione generale sulla relazione che esiste tra produzione di cibo e bilancio dei flussi, in particolare per quanto riguarda la CO₂, sarebbe opportuno valutare tutte le fasi di produzione nelle quali si realizzano assorbimenti ed emissioni.

I metodi che adottano tale approccio, puntando alla determinazione dell'impatto delle pratiche agricole sui GHG, basano la valutazione su un calcolo analitico a livello di processo produttivo. In questo modo, diversamente da quanto accade per le metodologie basate sui modelli IPCC e LCA, è possibile giungere alla determinazione del contributo delle emissioni e agli assorbimenti di CO₂ e, attraverso la loro aggregazione, ad un computo dell'impatto in termini di GHG dei sistemi produttivi agricoli. Anche in questo caso possono essere adottate differenti metodologie che si distinguono sia per l'oggetto della valutazione che per le fonti di emissione e assorbimento che prendono in considerazione.

Se lo scopo è determinare l'impatto delle pratiche agricole sui GHG in termini totali, considerando sia le emissioni sia gli assorbimenti, l'unica via appare quella di pervenire a un bilancio carbonico di processo che, da un lato, computi le emissioni prodotte come effetto della specifica tecnica colturale e, dall'altro, tenga conto degli effettivi assorbimenti da parte delle biomasse vegetali cui il processo stesso ha dato origine. Si tratta di una valutazione complessa che sta impegnando numerosi studiosi, sia sul fronte delle emissioni (Lal, 2004) che su quello degli assorbimenti (Sofo *et al.*, 2005), ma che potrebbe portare a risultati di grande utilità in una prospettiva operativa. Ovviamente, trattandosi di un metodo che agisce a livello di processo, in particolare di tipo colturale, non può tenere conto delle altre eventuali fonti di emissione e di assorbimento di GHG presenti in azienda e, per questa ragione, non può essere direttamente applicato a livello aziendale.

Per sfruttare le potenzialità di entrambe le metodologie citate ed operarne una sintesi applicativa, l'unica strada praticabile sembra quella di fare riferimento ad uno strumento di

valutazione che, pur mantenendo una connotazione analitica, consenta di effettuare il bilancio di GHG a livello aziendale. L'adozione di una tale metodologia consentirebbe di integrare la possibilità di valutare emissioni e assorbimenti di CO₂ dei singoli processi colturali con le altre voci di emissione/assorbimento degli altri gas serra non riconducibili alla conduzione delle attività colturali, opportunamente convertite in termini di CO₂ equivalente, per giungere a un effettivo bilancio aziendale dei GHG.

Un simile strumento rappresenterebbe un importante riferimento per indirizzare le politiche agroambientali, per individuare gli strumenti di mitigazione più efficaci e per verificarne l'effetto a livello aziendale. Inoltre, il riconoscimento di una metodologia condivisa per la quantificazione del bilancio di emissioni e assorbimenti a livello aziendale potrebbe avere delle applicazioni in termini certificativi, consentendo, ad esempio, alle aziende che raggiungono un livello netto di emissioni negativo di dotarsi di un riconoscimento da valorizzare a livello commerciale.

CAPITOLO 4

IMPLICAZIONI POLITICHE E DI MERCATO NEL RAPPORTO AGRICOLTURA-AMBIENTE

4.1 Inquadramento dell'argomento

Come accennato nel primo capitolo, l'attenzione internazionale alla problematica ambientale, sempre più frequentemente sintetizzata nel dibattito politico nell'impegno alla lotta al cambiamento climatico, è ormai esplicitata in moltissimi documenti propedeutici a nuove azioni di politica agricola e industriale, sia a livello globale che europeo.

Tale fenomeno ha favorito l'inclusione della questione ambientale nella definizione degli interventi a favore dello sviluppo di differenti settori economici e produttivi. Se da un lato quest'aspetto di concordanza strategica tra gli obiettivi ambientali favorisce l'instaurarsi di percorsi adeguati in un'ottica di sviluppo sostenibile, dall'altro contribuisce spesso a complicare la gestione dei rapporti geopolitici e istituzionali a diversi livelli. A livello internazionale le strategie politiche promosse da Paesi industrializzati a favore dell'eco-innovazione o del rispetto di impegni ambientali vengono spesso viste dai Paesi emergenti come barriere funzionali a limitare la produttività nei loro settori strategici e, in certi casi, come elementi distorsivi del mercato.

Tra i casi più rilevanti sicuramente si possono citare i percorsi negoziali che hanno portato, da un lato, alla ratifica e alla nuova sottoscrizione del Protocollo di Kyoto e, dall'altro, alla chiusura del negoziato nell'ambito dell'ultima Conferenza delle Nazioni Unite sullo Sviluppo Sostenibile. In entrambi i casi, il blocco dei Paesi emergenti è riuscito a evitare la promozione di politiche ambientali ed accordi ritenuti troppo vincolanti per le loro economie.

Nonostante le difficoltà riscontrate a livello globale, a livello europeo il percorso di innesto trasversale della tematica della lotta al cambiamento climatico nelle politiche economiche continua ad essere promosso e chiaramente identificato nella recente comunicazione della Commissione "Una tabella di marcia verso un'economia competitiva a basse emissioni di carbonio nel 2050" (Commissione Europea, 2011).

La sfida ambientale è dunque il presupposto su cui l'Europa sta basando le sue

strategie di sviluppo sociale e crescita economica e su cui incardina l'operato di diverse politiche settoriali, tra cui quella agricola.

All'attenzione politica dedicata alla problematica dei cambiamenti climatici si affianca un'intensa attività mediatica promossa per differenti scopi da soggetti pubblico-istituzionali e privati. Questi ultimi in modo particolare promuovono sempre più esplicitamente l'attenzione all'ambiente come perno di sviluppo per attività di ricerca industriale finalizzate alla definizione di prodotti o servizi *eco-friendly* che, a loro volta, vengono accompagnati da strategie di marketing e di comunicazione d'impresa sempre più *green-oriented*. In quest'ambito trovano sempre più spazio innovativi sistemi di certificazione funzionali a definire e valorizzare sul mercato la connotazione *green* nell'ambito dei processi di *business*.

Considerando quindi la questione ambientale come ambito, allo stesso tempo, di intervento pubblico e di strategie d'impresa, in questo capitolo si tratterà nello specifico di come la sfida ambientale e le opportunità di sviluppo a questa correlate siano state tradotte dal settore agricolo in ambito europeo e nazionale. Nello specifico verranno analizzati i percorsi di riforma della PAC in chiave ambientale e le modalità di definizione di nuovi standard certificativi promossi nell'ambito dell'agire d'impresa.

Nello sviluppo della discussione, il primo paragrafo è dedicato a definire come all'interno della Politica Agricola Comunitaria (PAC) si siano nel tempo tradotti e implementati diversi strumenti di tipo ambientale, descrivendo in primo luogo l'origine del processo di transizione della PAC da politica di chiara connotazione produttivistica e di sostegno di mercato a politica orientata alla salvaguardia del territorio e dell'ambiente. Nel secondo e terzo paragrafo sono descritti i principali strumenti (condizionalità, *greening* e misure agroambientali) con cui ad oggi il settore agricolo europeo cerca di coniugare il supporto al reddito degli agricoltori, la produttività e gli obiettivi ambientali. Il quarto paragrafo è invece dedicato a definire il *framework* attuale dei principali sistemi di certificazione ambientale a livello europeo, evidenziandone i limiti e le potenzialità rispetto ad una loro diffusione del settore agricolo e agroalimentare. Il capitolo si chiude con alcune considerazioni che mettono in luce le criticità relative alla modalità con cui valutare le performance dell'agricoltura rispetto all'impatto ambientale e, riprendendo quanto esposto nei capitoli precedenti, alla lotta al cambiamento climatico,

4.2 La dimensione ambientale nella PAC

Negli anni '80 l'evoluzione dell'agricoltura e della politica agraria diedero luogo a sempre più evidenti problemi di ordine economico e politico. Le eccedenze di produzione, associate allo spreco di risorse, l'aumento dei costi per il bilancio pubblico, le dispute interne all'Unione Europea e i primi contenziosi internazionali durante l'Uruguay Round del GATT resero indispensabile la messa in discussione dei modelli utilizzati fino ad allora per lo sviluppo e la protezione dell'agricoltura europea.

Così dai primi anni '90 si avviò un percorso di riforma della PAC che cercava di risolvere i contrasti interni ed esterni alla comunità europea tutelando il più possibile gli attori del settore agricolo. Nel 1992, la riforma Mac Sharry, con la riduzione dei prezzi d'intervento, l'introduzione dei pagamenti diretti e l'attivazione delle misure di accompagnamento, orientò la politica della comunità europea verso tali obiettivi.

Solo tre anni dopo l'entrata in vigore delle nuove misure, a seguito del consiglio di Madrid del 1995, si sentì la necessità di riconsiderare, ma non stravolgere, le scelte del 1992 alla luce del prossimo ingresso nella comunità dei paesi dell'Europa centro-orientale. Si predisposero, quindi, gli strumenti adatti a contrastare nuovi possibili problemi come quello della redistribuzione delle risorse di bilancio e di un possibile stravolgimento del mercato agricolo comunitario.

Per questo, nel luglio 1997, fu redatto dalla commissione il documento "Agenda 2000. Per una Europa più forte e più ampia" (Commissione Europea, 1997) che, per la prima volta, propose degli obiettivi del tutto innovativi rispetto a quelli della PAC sanciti nell'art.39 del trattato di Roma, che da sempre avevano vincolato le politiche agricole all'aumento della produzione e della protezione sociale (De Filippis *et al.*, 1999).

Con Agenda 2000 si provarono ad introdurre nella politica europea strumenti con cui aumentare la competitività del settore agricolo, cambiare il regime del sostegno dei prezzi e delle quantità prodotte, monitorare e migliorare la sicurezza degli approvvigionamenti in termini di qualità, ma soprattutto si individuarono tra gli obiettivi principali della politica agricola le tematiche dello sviluppo rurale, della multifunzionalità, della salvaguardia ambientale e dell'agricoltura sostenibile.

Per riuscire in questo la Commissione affiancò agli strumenti della precedente riforma delle misure ancora più radicali, tra le quali il disaccoppiamento, la modulazione,

l'eco-condizionalità, l'aumento dei fondi e la creazione di un nuovo strumento programmatico che, oltre ad includere sostanzialmente le misure di accompagnamento del 1992, permetteva per la prima volta di strutturare compiutamente le politiche del cosiddetto “secondo pilastro” dello sviluppo rurale.

Tramite le riforme di alcune Organizzazioni Comuni di Mercato (OCM), la creazione del secondo pilastro e il regolamento orizzontale, il sostegno della comunità cominciava a spostarsi dalla sola produzione al più ampio sistema dell'economia rurale, modificando notevolmente l'aspetto della PAC.

Le numerose trattative della Commissione con il Consiglio avvenute nel compromesso di Berlino del 1999 si conclusero con l'approvazione di 10 nuovi regolamenti e di un nuovo vincolo di bilancio fino al 2006. Tuttavia l'innovativo carattere della riforma, così come proposta nel documento del 1997, fu notevolmente limitato.

Fissata, nell'anno 2006, la fine della programmazione, la Commissione stabilì una data intermedia alla quale sarebbero stati verificati i primi effetti della politica, garantendosi la possibilità di un intervento a breve termine su quanto appena legiferato.

Nel luglio 2002, comunicando agli stati membri i temi che sarebbero stati trattati nella cosiddetta “Verifica di metà periodo” (*Mid-Term Review*), la Commissione rese evidente che non si sarebbe semplicemente monitorato e revisionato l'impianto delle politiche in atto ma piuttosto ci si sarebbe imbattuti in un'altra radicale riformulazione della politica agricola comunitaria. A soli tre anni dall'approvazione del documento Agenda 2000 la Comunità Europea si preparava in pratica a discutere nuovamente gli stessi argomenti che erano stati abilmente evitati durante il vertice di Berlino.

Le ragioni che resero possibile lo svolgimento di questa importante fase di riforma sono di varia natura e possono essere ricollegate alla nuova pressione dell'opinione pubblica e di alcuni Stati membri riguardo l'elevata spesa comunitaria per l'agricoltura, alle legittime ambizioni dei nuovi Paesi entrati ed alle tensioni internazionali della conferenza WTO di Cancun. La necessità di difendere il budget destinato all'agricoltura, di rendere meno traumatico l'ingresso dei nuovi Stati nella politica agricola e di migliorare il potere contrattuale nei negoziati del commercio internazionale portarono i Paesi membri ad accettare una riforma dai contenuti fortemente innovativi, che tuttavia lasciava un ampio margine decisionale ai singoli stati membri riguardo i tempi di adozione e le modalità di gestione delle misure stesse.

In questo evolversi, la tematica della salvaguardia ambientale ha giocato un ruolo

determinante, in primo luogo nel Regolamento 1782/2003 (cd. Regolamento Orizzontale) in cui si decreta che il diritto a ricevere l'aiuto da parte degli agricoltori debba essere legato più al loro modo di produrre piuttosto che alla loro capacità produttiva. Di fatto, il percorso di riforma, introducendo il disaccoppiamento, sancisce che è attività agricola anche la sola manutenzione in buone condizioni agronomiche ed ambientale dei terreni e vincola al rispetto delle norme della condizionalità ambientale l'attribuzione dell'aiuto.

Altro aspetto che sancisce la transizione della PAC da politica per il sostegno delle produzioni a politica per il sostegno dei territori e dell'ambiente, è la modulazione, ovvero il meccanismo con cui nel tempo le risorse vengono spostate progressivamente dal primo al secondo pilastro.

Quanto definito nei regolamenti attuativi dell'*Health Check* del 2009 e quanto proposto dalle principali comunicazioni che stanno caratterizzando l'attuale fase di riforma della PAC confermano che la questione ambientale si è mantenuta una sfida basilare per l'agricoltura europea, per la quale sono stati via via declinati nuovi strumenti per "inverdire" ancora di più il primo pilastro e rafforzare l'incisività delle azioni agroambientali virtuose promosse con lo sviluppo rurale. In particolare, tra le sfide incluse nelle politiche di sviluppo rurale si dà forte risalto alla questione del cambiamento climatico, inserendolo tra le sei priorità su cui far convergere la spesa.

4.3 La condizionalità e il *greening*

La condizionalità, introdotta con la Riforma Fischler, sancisce il principio fondamentale del *polluter pays* ("chi inquina paga"), subordinando i finanziamenti della PAC richiesti dalle aziende agricole europee al rispetto degli standard agronomici, ambientali, igienico sanitari e di sicurezza alimentare. La condizionalità di fatto diventa un prerequisito ambientale richiesto in ingresso. Per la prima volta si introduce, nella più dispendiosa politica comunitaria, un principio ampiamente condiviso nonostante le sue notevoli difficoltà di attuazione, legate agli obiettivi della PAC che, di fatto, sono dichiaratamente improntati al sostegno al settore agricolo.

Come descritto, il processo di riforma della PAC, a partire da Agenda 2000, si è caratterizzato per un rafforzamento progressivo dell'integrazione di obiettivi ambientali nel quadro delle politiche di mercato e per lo sviluppo rurale. In particolare, nell'ambito del

primo pilastro della PAC, il regolamento (CE) 1259/99 ha introdotto per la prima volta la nozione di condizionalità dei pagamenti diretti, ovvero l'applicazione di misure ambientali adeguate per quanto riguarda i terreni e la produzione agricola. Gli Stati membri sono chiamati a decidere sulle conseguenze in caso di mancato rispetto dei requisiti, prevedendo la possibile riduzione dei pagamenti o l'esclusione dei beneficiari inadempienti. In base a questo regolamento comunitario, gli Stati membri hanno adottato le misure ritenute più appropriate in materia ambientale tenuto conto della situazione specifica dei terreni agricoli utilizzati o della produzione interessata, nonché dei possibili effetti sull'ambiente.

Riprendendo tale modalità operativa con l'entrata in vigore nel 2005 di quanto proposto nella riforma Fischler, la PAC si è caratterizzata per il pagamento unico aziendale disaccoppiato ma vincolato alla condizionalità. Seguendo i recepimenti degli Stati membri i pagamenti diretti agli agricoltori possono essere ridotti se questi, in fase di controllo, non dimostrano di aver rispettato le norme a loro destinate e formulate coerentemente con quanto descritto nel regolamento orizzontale.

I Criteri di Gestione Obbligatoria (CGO; tabella 4.1) e le Buone Condizioni Agronomiche Ambientali (BCAA; tabella 4.2) definiti negli allegati III e IV, colmando in parte il vuoto lasciato dal reg.1259/99 in merito all'applicazione della condizionalità, migliorano la clausola ambientale facendo di questa un ottimo substrato funzionale allo sviluppo in Europa di un'agricoltura ecologicamente sostenibile.

Tabella 4.1 - Elenco delle Buone Condizioni Agronomiche Ambientali (BCAA)

OBIETTIVO	NORME
Erosione del suolo <i>Proteggere il suolo mediante misure idonee</i>	• Copertura minima del suolo; • Minima gestione delle terre che rispetti le condizioni locali specifiche; • Mantenimento delle terrazze;
Sostanza organica del suolo <i>Mantenere i livelli di sostanza organica nel suolo mediante opportune pratiche</i>	• Norme inerenti alla rotazione delle colture ove necessario; • Gestione delle stoppie;
Struttura del suolo <i>Mantenere la struttura del suolo mediante misure adeguate</i>	• Uso Adeguato delle macchine;

Tabella 4.1 (segue)

OBIETTIVO	NORME
Livello minimo di mantenimento <i>Assicurare il livello minimo di mantenimento ed evitare il deterioramento degli habitat</i>	• Minima densità di bestiame e/o regimi adeguati; • Protezione del pascolo permanente; • Mantenimento degli elementi caratteristici del paesaggio; • Evitare la propagazione di vegetazione indesiderata sui terreni agricoli;

Fonte: Reg. 1782/03 - Allegato IV

Tabella 4.2 - Elenco e riferimento alle direttive dei Criteri di Gestione Obbligatoria (CGO)

AREA	NORMA	OGGETTO
<i>Norme applicabili dal 2005</i>		
Ambiente	Dir.79/409/CEE	Conservazione degli uccelli selvatici
	Dir. 80/68/CEE	Protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento
	Dir. 86/278/CEE	Protezione del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura
	Dir. 91/676/CEE	Protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole
Sanità pubblica e salute degli animali. Identificazione e registrazione degli animali	Dir. 92/43/CEE	Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche (Natura 2000)
	Dir. 92/102/CEE Reg. CE 2629/97 Reg. CE 1760/2000	Identificazione e registrazione degli animali Marchi auricolari, registro delle aziende e passaporti bovini Identificazione e registrazione bovini ed etichettatura di carni bovine e derivati
<i>Norme applicabili dal 2006</i>		
Sanità pubblica, salute degli animali e delle piante	Dir. 91/414/CEE	Immissione in commercio i prodotti fitosanitari
	Dir. 96/22/CEE	Divieto uso sostanze ad azione ormonica, tireostatica e sostanze beta-antagoniste nelle produzioni animali.
	Reg. (Ce) 178/2002	Legislazione alimentare, istituzioni e procedure di sicurezza alimentare.
	Reg. (Ce) 999/2001	Prevenzione, controllo ed eradicazione encefalopatie spongiformi trasmissibili.
Notifica delle malattie	Dir. 85/511/Cee	Misure di lotta contro l'afta epizootica.
	Dir. 92/119/Cee	Misure di lotta contro alcune malattie degli animali e misure specifiche per la malattia vescicolare dei suini.
	Dir. 2000/75/Cee	Misure di lotta ed eradicazione della febbre catarrale degli ovini.
<i>Norme applicabili dal 2007</i>		
Benessere degli animali	Dir. 91/629/Cee	Norme minime per la protezione dei vitelli.
	Dir. 91/630/Cee	Norme minime per la protezione dei suini.
	Dir. 98/58/Cee	Misure per la protezione degli animali negli allevamenti.

Fonte: Reg.1782/03 Allegato III

Il quadro giuridico per l'attuazione della condizionalità deriva dalla combinazione di quattro diversi tipi di disposizioni:

- a) i CGO e le BCAA allegati al regolamento del Consiglio;
- b) il regolamento della Commissione sull'attuazione del regolamento del Consiglio;
- c) ulteriori documenti orientativi emanati dalla Commissione e destinati agli Stati membri;
- d) la legislazione nazionale, che adatta gli obblighi generali al contesto interno di ciascuno Stato membro.

Inoltre, rispetto all'esperimento introdotto con Agenda 2000, la riforma Fischler prevede un set di obiettivi comuni a livello comunitario, articolati nei diversi campi di condizionalità. Nel caso dei CGO si tratta degli stessi obiettivi stabiliti dalle rispettive norme comunitarie già cogenti e introdotte nei vari ordinamenti nazionali degli Stati membri attraverso i rispettivi atti di recepimento. Nel caso delle BCAA, invece, gli obiettivi sono fissati nell'allegato IV del regolamento CE 1782/03 così come delle indicazioni di massima sulle relative norme attuative, meglio precisate nei dispositivi di applicazione nazionali.

Gli Stati membri sono i garanti principali dell'attuazione della condizionalità ma nel rispetto del quadro di riferimento comunitario: in primo luogo, sono tenuti a tradurre le norme CGO e BCAA in disposizioni e norme operative che gli agricoltori devono rispettare e, in secondo luogo, a definire un sistema di controllo da applicare a un campione di agricoltori al fine di rilevare eventuali infrazioni. La responsabilità di far sì che gli Stati membri adempiano a tali obblighi conformemente alle disposizioni normative e di esaminare l'applicazione della condizionalità compete invece alla Commissione Europea.

La condizionalità si presenta già dalla sua prima fase come un sistema di regole complesso che ha comportato e comporta un costante sforzo di aggiornamento e adeguamento sia sul fronte dei soggetti pubblici coinvolti nel recepimento e implementazione della condizionalità, sia su quello dei principali soggetti destinatari di questa politica, ovvero le imprese agricole.

A livello nazionale la condizionalità è entrata in vigore il 1° gennaio 2005 con il decreto ministeriale 13 dicembre 2004. Tale provvedimento è stato il frutto di un lungo lavoro di approfondimento elaborato dal Ministero in un tavolo tecnico con le Regioni e le Province autonome e con il partenariato socio economico ed ambientale facendo ricorso

anche alla consulenza specialistica del CRA (Consiglio per la Ricerca e la Sperimentazione in Agricoltura). Tale lavoro si è giovato sia dell'esperienza delle norme applicative già citate in precedenza relativamente al regolamento orizzontale 1259/99 oltre che dalla esperienza dei PSR regionali 2000/2006 con i requisiti minimi in materia di igiene e benessere degli animali delle misure di investimento e delle buone pratiche agricole usuali delle misure agroambientali.

Nella definizione tecnica delle norme BCAA per gli agricoltori, un ruolo chiave ha avuto il criterio di continuità rispetto ai requisiti generali introdotti con l'eco-condizionalità e con l'individuazione delle buone prassi agronomiche¹⁸. Questo modo di agire nel passato presuppone che oggi le Regioni debbano premiare, all'interno degli interventi agroambientali inseriti nei PSR, comportamenti più virtuosi e verosimilmente più gravosi dal punto di vista economico, attraverso incentivi *ad hoc*.

La caratteristica peculiare dell'implementazione della condizionalità, rispetto alla precedente applicazione dell'eco-condizionalità, consiste nell'introduzione del principio di sussidiarietà, nella definizione a livello territoriale delle BCAA e delle norme attuative dei CGO, recepite dalle Regioni e Province Autonome con propri provvedimenti (RRN, 2010). In sostanza, per la prima volta, viene introdotta nell'applicazione del primo pilastro della PAC in Italia una dimensione regionale che lega i pagamenti diretti ad aspetti territoriali che in passato avevano assunto una rilevanza pratica solo nell'ambito dei fondi strutturali e degli interventi di sviluppo rurale (RRN, 2010).

A partire dal primo decreto del 2005, in ossequio al principio comunitario di entrata a regime graduale dei vincoli di condizionalità, si sono susseguiti con cadenza annuale i decreti di aggiornamento della normativa ai quali sono stati associati via via i provvedimenti regionali di attuazione territoriale e le circolari sui controlli da parte di Agea, Organismo di Coordinamento e degli Organismi pagatori.

Più recentemente, il negoziato dell'*Health Check* ha introdotto modifiche di un certo rilievo alla PAC e, nello specifico, al quadro delle prescrizioni della condizionalità. Esse riguardano sia l'impianto normativo che l'applicabilità delle suddette norme a livello nazionale. Il regolamento (CE) n. 73/09 del 19 gennaio 2009, infatti, apporta modifiche e integrazioni a carico della condizionalità, prevedendo, da una parte, la semplificazione dei CGO e introducendo, dall'altra, nuovi vincoli fra le BCAA e il carattere facoltativo di alcuni degli standard, in precedenza obbligatori.

¹⁸ In buona parte mutate dalle buone pratiche agricole normali (BPAn) iscritte nei PSR della prima programmazione 2000/2006.

Le modifiche introdotte dal regolamento (CE) n. 73/09 a proposito dei CGO riguardano due ambiti: il campo dell’“Ambiente” e quello della “Sanità pubblica, salute degli animali e delle piante”. All’interno delle prime bozze di riforma, la Commissione propone un sostegno più mirato verso gli agricoltori, ovvero lo “spacchettamento” dell’attuale pagamento unico in più componenti maggiormente selettive e finalizzate: pagamento di base, pagamento ecologico (*greening*), aree svantaggiate, giovani agricoltori, piccoli agricoltori, pagamenti accoppiati per produzioni strategiche (Commissione Europea, 2011). Inoltre, la Commissione propone di limitare la platea dei beneficiari della PAC agli agricoltori attivi, per evitare che il sostegno vada a disperdersi su soggetti che poco incideranno sulle future evoluzioni dell’agricoltura europea.

La Commissione ha presentato, unitamente alle proposte di regolamento, un corposo lavoro di analisi che evidenzia la rilevanza dei problemi ambientali e discute i possibili impatti sull’agricoltura europea connessi all’applicazione delle proposte in discussione (Commissione Europea, 2011). Nella proposta è inserito un nuovo concetto di condizionalità ambientale ai pagamenti, il cosiddetto *greening*, o pagamento ecologico, che indirizza sempre più la nuova PAC verso una dimensione di attività di tutela dell’ambiente.

Il pagamento ecologico è una delle principali novità della proposta di riforma della PAC, in linea con quel processo di “inverdimento” del sostegno all’agricoltura più volte annunciato dalla Commissione nel corso delle fasi di riforma. La proposta di regolamento definisce il *greening* come un pagamento per le pratiche agricole benefiche per il clima e l’ambiente, che remunera la produzione di beni pubblici, in linea con gli obiettivi inseriti nella comunicazione della Commissione “*The CAP towards 2020: Meeting the food, natural resources and territorial challenges of the future*” (Commissione Europea, 2010).

Il *greening* si applica a tutte le aziende che ricevono pagamenti disaccoppiati, con l’esclusione delle aziende biologiche, di quelle che aderiscono al regime semplificato, dei piccoli agricoltori e delle aziende ricadenti in zone Natura 2000. Secondo le prime bozze proposte dalla Commissione, gli agricoltori avranno diritto al pagamento ecologico a condizione che percepiscano il pagamento di base e che rispettino sui loro ettari ammissibili tre pratiche agricole considerate benefiche per il clima e l’ambiente:

- 1) diversificazione delle colture;
- 2) mantenimento dei prati permanenti;
- 3) presenza del 7% di aree di interesse ecologico.

Le suddette pratiche vanno rispettate congiuntamente, salvo nel caso di presenza di

soli prati permanenti. Se si accerta che un beneficiario non rispetta tali impegni, l'ammontare del pagamento ecologico e del pagamento di base è revocato *in toto* o in parte. La riduzione è graduata in funzione della gravità, della portata, della durata e della ripetizione dell'inadempienza. Quindi i vincoli del *greening* sono di fatto obbligatori per l'agricoltore che intende accedere all'intero sistema dei pagamenti diretti, in quanto il loro mancato rispetto si ripercuote anche sul pagamento di base.

Va evidenziato come sulla valutazione del *greening*, con riferimento alle sue motivazioni ed alla sua efficacia, il dibattito sia molto acceso (De Filippis, 2012).

Dal punto vista politico, il *greening* è lo strumento con cui la PAC persegue l'obiettivo di remunerare la produzione di beni pubblici da parte degli agricoltori. La Commissione Agricoltura del Parlamento europeo, con la relazione approvata il 25 maggio 2011 (Parlamento Europeo, 2011), ha voluto porre alcuni paletti affinché esso non sia penalizzante per gli agricoltori, prevedendo impegni oltre i requisiti della condizionalità, ma senza introdurre eccessivi vincoli sul piano burocratico nel primo pilastro¹⁹.

Tuttavia, se gli obiettivi del *greening* sono condivisibili e positivamente valutabili in chiave di processo di valorizzazione della connotazione ambientale dell'attività agricola, il modo con cui la Commissione li ha declinati non è del tutto convincente. Innanzitutto, il fatto che le prescrizioni del *greening* siano comunque obbligatorie per chiunque percepisca il pagamento di base sottrae ad esso la caratteristica di pagamento selettivo, destinato a chi adotta comportamenti particolarmente virtuosi sotto il profilo ambientale, facendolo diventare una sorta di "condizionalità rafforzata" (Matthews, 2011), peraltro definita in modo indiretto. Inoltre, più in particolare, le misure specifiche indicate dalla Commissione quali requisiti del *greening* destano molte perplessità sul terreno della loro effettiva capacità di favorire la produzione di beni pubblici ambientali, assicurandone la remunerazione in modo corretto ed equilibrato (De Filippis e Frascarelli, 2012).

La scelta di un rafforzamento della componente ambientale della PAC ha alimentato molte critiche da parte del mondo agricolo ed agroalimentare, con l'accusa alla Commissione di innescare una "deriva ambientalista", a scapito di altre importanti sfide con cui l'agricoltura è chiamata a confrontarsi, come la crisi economica, il crescente

¹⁹ In Italia le rappresentanze agricole insistono affinché il *greening* non aggravi troppo gli oneri burocratici per gli agricoltori. Sul piano degli effetti economici, invece, le preoccupazioni maggiori riguardano le zone ad agricoltura intensiva della pianura padana e di altre zone agricole italiane. In generale, come si è già accennato, gli agricoltori guardano con perplessità a quella che sembra una eccessiva deriva "verde" della Pac, ma gli obiettivi del *greening* sono più che legittimi; inoltre, esso va visto come un'opportunità per creare o rafforzare l'alleanza tra agricoltura e società, presupposto fondamentale per mantenere una adeguata dotazione finanziaria alla Pac nel bilancio dell'Ue.

fabbisogno alimentare mondiale, la volatilità dei prezzi e la contrazione dei redditi.

L'obiettivo di una PAC più orientata ai beni pubblici sembra comunque andare nella giusta direzione; sul terreno politico, esso è certamente un argomento strategico nel negoziato sul bilancio, per mantenere una dotazione finanziaria adeguata alla PAC del dopo 2013. Con questa logica, i temi della sostenibilità ambientale e della produzione di beni pubblici non vanno visti come minacce ma come opportunità da gestire in modo equilibrato (Frascarelli, 2007), nella consapevolezza che, a differenza di quanto si è spesso pensato, competitività e sostenibilità, specie nel lungo periodo, non sono obiettivi contraddittori ma sinergici.

4.4 Le misure agro-climatico-ambientali

L'attuale modifica delle misure agroambientali in misure agro -climatico -ambientali è, come già evidenziato, l'esito del complesso processo di riforma e transizione della PAC verso una più esplicita funzione ambientale, in linea con gli obiettivi di Europa 2020. Le misure agroambientali sono solo alcune delle iniziative volontarie all'interno di un pacchetto molto complesso che investe l'intera politica dello sviluppo rurale, essendo questa il risultato congiunto di fattori esogeni ed endogeni (connessi alle specificità socio-economico-ambientali del territorio) e di processi negoziali tra attori locali portatori di interessi diversificati ma integrabili in una strategia collettiva e condivisa (Sotte, 2007).

La strategia e gli obiettivi declinati nel Reg. CE 1698/05, che regola l'attuale periodo di programmazione 2007-2013, attualmente in fase conclusiva, sono articolati secondo tre assi distinti, all'interno dei quali sono presenti misure ad adesione volontaria. Le misure indicano i tre grandi orientamenti dello sviluppo rurale, non alternativi ma complementari tra loro, ai quali si possono dare pesi diversi, secondo le peculiarità dei territori, senza tuttavia ignorarne completamente alcuno.

Il primo di questi grandi orientamenti è quello di restituire competitività al sistema delle aziende agricole e forestali, spingendole verso l'innovazione e ricollegandole ai bisogni dei consumatori e alle filiere agroalimentari.

Il secondo orientamento è quello della sostenibilità ambientale. Qui si sono riunite tutte le misure agroambientali e forestali, aggiungendo gli impegni in essere all'interno della Rete Natura 2000, l'adeguamento alle condizioni per il ricevimento dei pagamenti

diretti, il benessere degli animali, i pagamenti per i servizi ambientali prestati dalle aziende quando eccedono i minimi obbligatori. Si tratta di un insieme d'interventi ancora eterogeneo, ma che disegna un approccio più organico tra agricoltura ed ambiente e, quindi, che contribuisce a definire meglio il concetto di sostenibilità agricola cui si vuole dare attuazione a livello comunitario. In prospettiva, l'insieme di vincoli ed opportunità ambientali potrebbe trasformarsi in una *leadership* tecnologica e in un vantaggio competitivo per questo settore.

Il terzo orientamento punta alla diversificazione dell'economia rurale e alla qualità della vita. Oltre all'esplicito riconoscimento che questi due aspetti sono indispensabili alla sostenibilità sociale ed economica delle zone rurali, c'è qui anche il riconoscimento delle nuove funzioni che le zone rurali svolgono per la società moderna: offrire opportunità di lavoro diverse, servizi per il tempo libero alle popolazioni urbane, residenza e costo della vita più convenienti, nuovi stili di vita, un laboratorio per nuove iniziative imprenditoriali, luoghi di decentramento produttivo.

In seguito all'*Health Check* del 2009 (Reg. CE 74/2006) nuove sfide entrano all'interno degli obiettivi dello sviluppo rurale. Esse riguardano in particolare i cambiamenti climatici, le energie rinnovabili, la gestione delle risorse idriche, la biodiversità, la ristrutturazione del settore lattiero-caseario e l'introduzione di innovazioni.

In pratica, all'interno del set di misure del Regolamento 1698/2005 (che non è stato modificato per effetto dell'*Health Check*), ciascuna Regione ha individuato delle azioni, direttamente connesse alle singole sfide, alle quali sono state destinate le risorse. In particolare per quanto riguarda la priorità strategica dei "cambiamenti climatici", si richiede al settore agricolo e forestale un maggiore contributo alla limitazione dell'emissione di gas a effetto serra e all'aumento del sequestro del carbonio.

Tra le azioni-chiave proposte in tal senso vi sono: l'utilizzo delle misure dell'asse I per il sostegno ad investimenti per il risparmio energetico e la produzione di energie alternative; le misure dell'asse II per azioni a favore della riduzione delle emissioni e del sequestro del carbonio; le misure dell'asse III a favore di investimenti nelle energie rinnovabili; infine, interventi in favore dell'adattamento agli effetti dei cambiamenti climatici da realizzarsi anche attraverso l'asse IV (RRN, 2009).

In un contesto di quasi totale assenza di azioni di incentivazione ed indirizzo direttamente collegate al Protocollo di Kyoto, la politica di sviluppo rurale ha quindi rappresentato uno dei principali strumenti di finanziamento di azioni indirizzate alla

mitigazione dei cambiamenti climatici per il settore primario (Cesaro, 2010).

Il nuovo sviluppo rurale proposto nelle prime comunicazioni e proposte scambiate tra Commissione e Parlamento Europeo (Commissione Europea, 2011; Commissione Europea, 2012) sarà organizzato in sei priorità, proprio per riuscire a far propri gli obiettivi della strategia di Europa 2020:

Priorità 1: Promuovere il trasferimento di conoscenze e l'innovazione nel settore agricolo e forestale e nelle zone rurali;

Priorità 2: Potenziare la competitività dell'agricoltura in tutte le sue forme e la redditività delle aziende agricole;

Priorità 3: Promuovere l'organizzazione della filiera agroalimentare e la gestione dei rischi nel settore agricolo;

Priorità 4: Preservare, ripristinare e valorizzare gli ecosistemi dipendenti dall'agricoltura e dalle foreste;

Priorità 5: Incentivare l'uso efficiente delle risorse e il passaggio a un'economia a basse emissioni di carbonio e resiliente al clima nel settore agroalimentare e forestale;

Priorità 6: Adoperarsi per l'inclusione sociale, la riduzione della povertà e lo sviluppo economico nelle zone rurali.

Tra queste, la quarta e la quinta riguarderanno in misura maggiore le tematiche di gestione ambientale delle risorse.

Il modello di differenziazione delle condizioni di accesso agli aiuti PAC per la produzione di benefici ambientali sembrerebbe allora ricalcare quello raccomandato in un rapporto della Corte dei Conti Europea (2011 e 2012), in cui si suggeriva alla Commissione di articolare le attuali misure agro-ambientali 2007-2013 in tre componenti: (a) una, più semplice e generalizzata, che comprende azioni agroambientali con una relativamente bassa intensità di aiuto; (b) una con azioni più rigorose e con un'alta intensità di aiuto; (c) una specifica di supporto per l'agricoltura biologica.

Di fatto, la prima componente si identifica proprio con l'attuale proposta di *greening*, mentre la seconda e la terza con le misure agro-ambientali e di agricoltura biologica previste dalla proposta di regolamento sullo sviluppo rurale. Al di là delle problematiche intrinseche all'applicazione del *greening* in Italia (De Filippis e Frascarelli, 2012), quello che preme sottolineare sono le implicazioni negative per le misure agro-ambientali, che subiscono una sorta di effetto spiazzamento. Ciò deriva essenzialmente dall'innalzamento della *baseline* per accedere ai pagamenti agro-ambientali, in quanto la nuova soglia

includerà requisiti maggiori e più stringenti. A queste, infine, si aggiungono quelle che vanno a condizionare l'erogazione del pagamento ecologico. Ciò implica un restringimento delle condizioni di accesso ai pagamenti agro-ambientali, con una presumibile riduzione di convenienza per gli agricoltori che dovranno dimostrare di subire rilevanti perdite di reddito o aumenti di costo in seguito al rispetto degli impegni agro-ambientali.

Il sostegno delle future misure agro-ambientali, così facendo, diventerà più mirato e selettivo, in quanto sosterrà quelle pratiche agricole più rigorose; nello stesso tempo è da valutare quanto i premi riescano a coprire realmente i minori redditi e/o i maggiori costi. Viceversa, chi pratica il biologico, non dovendo rispettare gli obblighi per il pagamento ecologico aggiuntivo, potrebbe godere di una sovra-compensazione (Mantino, 2012).

La sfida per la politica sarà quindi quella di indentificare le pratiche agricole più rigorose, quelle per le quali è giusto sostenere il reddito. A sostegno di questa lettura il Consiglio UE ha diffuso nel maggio 2012 un documento ufficiale di ridiscussione delle proposte legislative sul *greening*, che prevede l'esclusione dagli obblighi del *greening* per quelle aziende che adottano misure agro-ambientali nell'ambito del II pilastro o aderiscono a regimi di certificazione ambientale regolati dalle legislazioni nazionali (UE, 2012). La nuova proposta prevede che queste misure debbano soddisfare alcune condizioni tra cui:

1. deve trattarsi di impegni ambientali che vanno oltre i requisiti dei pagamenti verdi;
2. deve essere coinvolta l'intera azienda (a differenza delle aziende biologiche, che possono essere esentate dal *greening* anche solo per la parte a produzione biologica);
3. l'impegno deve presentare caratteristiche simili a quelle del *greening* (ad esempio la rotazione può corrispondere alla diversificazione colturale).

Non è un caso che fin dai primi anni di applicazione le misure agro-ambientali abbiano suscitato un grande interesse negli operatori agricoli. Gli strumenti economico-finanziari volontari - che cercano di internalizzare nel sistema produttivo gli effetti esterni delle attività produttive sull'ambiente - si dimostrano più efficienti nell'assicurare la fornitura di beni ambientali (e/o la riduzione delle esternalità negative) rispetto alle politiche giuridico-coattive. Queste ultime, infatti, oltre ad essere politicamente difficili da applicare (soprattutto quando coinvolgono forti gruppi di pressione), possono generare distorsioni nell'allocazione delle risorse, richiedono complessi e costosi sistemi di controllo e possono provocare fenomeni di disaffezione ed abbandono delle tradizionali buone pratiche di gestione agricola (Merlo *et al.*, 1999; Povellato *et al.*, 2001).

Il successo di queste politiche volontarie non dipende soltanto dalla definizione di un

rapporto equilibrato tra incentivi finanziari destinati ai produttori e richieste in termini di limitazioni tecniche o miglioramenti ambientali, ma anche da un insieme di fattori propri dell'azienda e del suo conduttore. I fattori che, insieme all'incentivo, contribuiscono a dare efficacia ai programmi agroambientali sono di tipo sociologico, strutturale e organizzativo (interazioni tra i soggetti coinvolti nell'attuazione, quali: agricoltori, servizi di sviluppo, organizzazioni di categoria e enti locali).

Infine, la definizione di misure agroambientali efficienti risulta complessa, a causa delle condizioni di asimmetria informativa in cui versa il settore agricolo. Il *policy design* si scontra, in particolare, con la risoluzione dei fallimenti del mercato dovuti ai possibili comportamenti opportunistici dei beneficiari (soprattutto la selezione avversa e l'azzardo morale), nonché con gli eventuali fallimenti dello stato (Moxey *et al.*, 1998; White, 2002). Rispetto a quest'ultimo aspetto, in particolare, il problema è nella definizione di strumenti efficienti nell'allocazione delle risorse pubbliche e capaci di sortire l'effetto desiderato presso i destinatari delle politiche. Relativamente al primo elemento, negli ultimi anni è andata crescendo la consapevolezza che l'implementazione di politiche volontarie, oltre a comprendere costi diretti, implichi anche dei costi di transazione associati alle attività di informazione, promozione, contrattazione e controllo, sostenute dall'ente pubblico e dai beneficiari (De Benedictis, 1998).

Dal punto di vista del destinatario e utente dei servizi messi in essere dalle autorità di gestione dei prossimi PSR, assume un carattere di grande incertezza la questione della adesione alle misure agro-climatico-ambientali; non è ancora chiaro, infatti, se e con quali mezzi possano essere valutati gli impegni assunti in chiave ambientale.

Sarebbe infatti opportuno accompagnare le scelte di impegno ambientale a una valutazione in merito ai risultati attesi. Per questo scopo, sarebbe allora necessario inquadrare metodologie adatte ad attribuire chiari obiettivi e termini dell'impegno sottoscritto dall'impresa in fase di risposta ad un bando. Da una parte bisognerà quindi definire la *performance* ambientale sotto il punto di vista della valutazione, dall'altra sarà opportuno stabilire un criterio comune con cui sostenere ed erogare il sussidio.

In particolare, rispetto al tema dei cambiamenti climatici, le azioni da intraprendere per definire gli intervalli di giudizio con cui valutare l'esito di un impegno assunto da un agricoltore necessitano di un sistema più affidabile di misurazione dell'impatto ambientale generato dall'azienda, ad esempio attraverso una quantificazione dei flussi di GHG.

4.5 L'approccio di mercato attraverso gli strumenti privati

Gli strumenti privati di valorizzazione delle prestazioni ambientali hanno proliferato nel comparto industriale, con la conseguenza che le certificazioni riguardanti la corretta gestione ambientale sono regolate da un complesso quadro normativo.

Le differenze fra l'entità (organizzazione, processo, prodotto) e la virtuosa condotta ambientale (corretta gestione del sistema, contabilizzazione degli impatti, adozione di azioni di salvaguardia) oggetto della certificazione non sono sempre individuabili con facilità. Ciò determina un'oggettiva difficoltà, sia per le imprese che intendono intraprendere la strada della certificazione ambientale, sia per gli *stakeholder* che sono interessati a capire le effettive ricadute di tali certificazioni.

Al fine di chiarire questa articolata materia, si è fatto riferimento a una rassegna dei diversi schemi di certificazione, sistematizzati in base all'oggetto della certificazione stessa e alle norme di riferimento che ne definiscono i principi (Passeri *et al.*, 2013a), per poi definirne i caratteri che meglio sposano le caratteristiche di un sistema di certificazione ambientale per una realtà imprenditoriale agricola.

La maggior parte delle norme che definiscono le certificazioni ambientali appartengono alla famiglia ISO 14000 ed è possibile una loro distinzione rispetto all'entità oggetto della certificazione. Tale approccio delinea tre distinte tipologie (figura 4.1):

1. certificazione ambientale di sistema delle organizzazioni;
2. certificazione di contabilità ambientale delle organizzazioni;
3. certificazione di contabilità ambientale di prodotti.

Nella prima categoria rientrano le norme ISO 14000-14001 e il regolamento EMAS, ovvero i principali standard che riguardano i Sistemi di Gestione Ambientale delle organizzazioni. Da notare come la certificazione EMAS, la cui definizione discende dalle stesse norme tecniche ISO 14000-14001, richieda non solo la conformità al quadro tecnico di riferimento, ma anche una verifica del rispetto di quanto imposto dal regolamento.

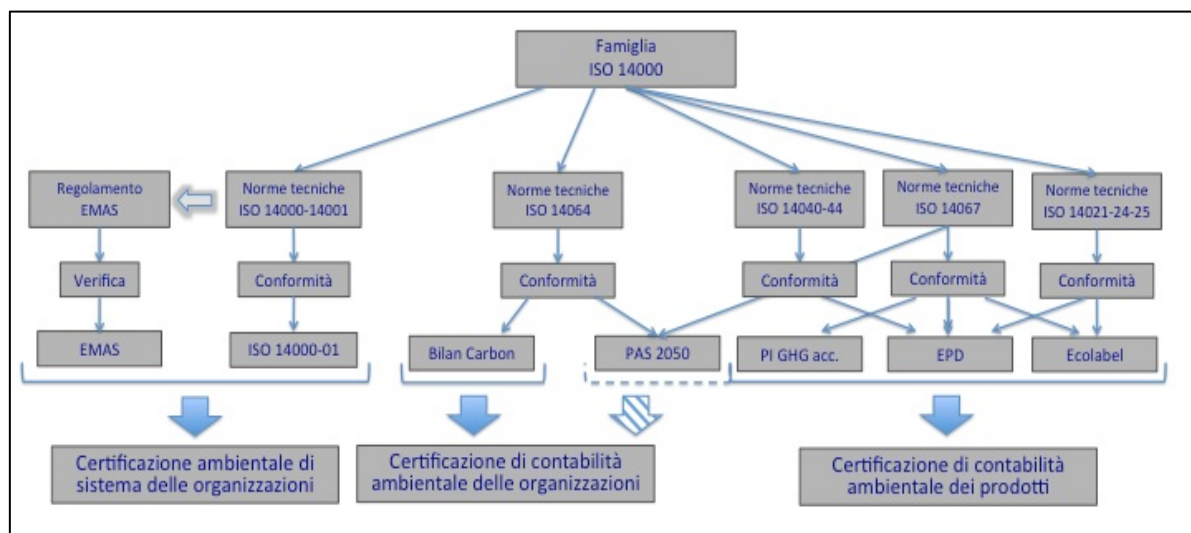
Delle altre due categorie, invece, fanno parte tutte quelle norme tecniche che si riferiscono alle contabilizzazioni ambientali che, nel primo caso, riguardano le organizzazioni e, nel secondo, i singoli prodotti.

Nello specifico, rientra nella categoria delle “certificazioni di contabilità ambientale delle organizzazioni” la norma ISO 14064, che utilizza il *Bilan Carbone* come metodo di

contabilizzazione delle emissioni di gas a effetto serra.

Alla classe delle “certificazioni di contabilità ambientale dei prodotti” appartengono invece gli standard definiti dalle norme di *Ecolabelling Scheme* (ISO 14021-24-25), *Carbon Footprint of Product* (ISO 14067) e *Life Cycle Assessment* (ISO 14040-44). Le certificazioni di prodotto ottenibili da questi gruppi di norme tecniche sono essenzialmente tre: *Ecolabel*, *Environmental Product Declaration* e *Protocol Initiative GHG accounting*. Come evidenzia lo schema, la prima si ottiene in caso di conformità alle ISO 14021-24-25 o ISO 14067, la seconda si può acquisire attraverso la conformità a tutte e tre le norme ISO menzionate, mentre l’ultima è il risultato di conformità alla ISO 14067.

Figura 4.1 – Quadro d’insieme delle certificazioni ambientali



Fonte: Passeri et al., 2013a

Un caso emblematico è quello della certificazione PAS 2050 che, per sua definizione, utilizza due standard diversi a seconda dell’obiettivo rispetto al quale viene inquadrata: contabilizzazione delle emissioni di prodotto oppure contabilizzazione delle emissioni di organizzazione. In questo secondo caso, infatti, la certificazione è basata sulla creazione di un database delle emissioni dei singoli prodotti, come specificato nella ISO 14064, sulla base del quale eseguire il conteggio riferito all’intera organizzazione.

Per valorizzare le iniziative di risparmio di risorse naturali e di rispetto dei criteri di natura ambientale, attuate secondo le diverse norme cui si è fatto cenno, sono proliferate iniziative private di valorizzazione che hanno portato alla diffusione di marchi, dichiarazioni e certificazioni.

Il crescente interesse per il problema dei cambiamenti climatici ha incoraggiato i produttori ad adottare soluzioni ambientalmente sostenibili e comunicabili agli *stakeholder* (Min e Galle, 1997; Imkamp, 2000; Chow *et al.*, 2003). Questo percorso ha rafforzato gli effetti di “responsabilizzazione” degli imprenditori per un progressivo inserimento della variabile “ambiente” nelle strategie competitive (Iraldo, 2007).

Allo stesso tempo, i consumatori, anche attraverso le loro associazioni e i movimenti ambientalisti, hanno esercitato pressioni sul legislatore per ottenere una maggiore regolamentazione delle attività produttive. Si è così assistito a un proliferare di provvedimenti normativi basati sostanzialmente su strategie di *command and control*, che hanno portato le imprese a dover fornire informazioni ambientali sui propri prodotti (Michelsen, 2006). Tali provvedimenti però si sono rivelati poco efficaci per un’effettiva tutela dell’ambiente e, allo stesso tempo, hanno reso più complessi i rapporti tra le imprese e i loro interlocutori (Buratti, 2001).

Intorno al complesso quadro legislativo e normativo, che si è cercato di schematizzare, hanno proliferato iniziative a carattere ambientale che cercassero di valorizzare gli sforzi compiuti dalle imprese attraverso l’ottenimento, il riconoscimento di un marchio o di una dichiarazione ambientale. Il risultato è stata una vastissima scelta tra differenti iniziative private che permettessero alle aziende di comunicare in modo efficace il proprio impegno a carattere ambientale.

Il settore agricolo e, in parte, il settore agroalimentare sono rimasti al margine di questo processo che, come si è ricordato, è nato e si è principalmente sviluppato in ambito industriale. Pochi sono gli esempi di valutazioni ambientali condotte nel settore primario attraverso norme standardizzate e, fra questi, il riferimento pressoché esclusivo è stato all’analisi LCA (alcuni esempi della quale sono stati evidenziati nel capitolo 2) e quindi a logiche di certificazione di prodotto.

Pochi, in ambito agricolo, sono i casi di certificazione delle organizzazioni, in questo caso identificabili con le aziende, sia per tutta una serie di caratteristiche strutturali del settore, sia per la difficoltà di applicare le norme ISO, in particolare quelle della serie 14000, alle imprese agricole che, per la loro natura di interfaccia con i cicli biologici di piante e animali, non possono essere facilmente ricondotte a comportamenti ambientali strettamente codificati.

In una logica di mercato, quindi, si evidenzia la chiara necessità di adattare il quadro delle valutazioni e delle conseguenti certificazioni ambientali, in particolare per quanto

riguarda le organizzazioni, alla specifica e complessa natura delle aziende agricole che per la loro stessa struttura non possono adottare comportamenti guidati dalle sole logiche industriali.

Facendo riferimento a quanto evidenziato nel capitolo 3, andrebbero considerate esplicitamente le caratteristiche del settore nei confronti della gestione delle risorse naturali in termini di produzione netta di esternalità positive (ambiente, paesaggio, presidio) e, in particolare, di capacità di mitigazione dei cambiamenti climatici attraverso i processi di assorbimento e stoccaggio di gas a effetto serra.

Per un'impresa agricola, una dichiarazione ambientale prodotta come risultato di analisi condotte internamente che, ad esempio, andassero a quantificarne l'assorbimento di anidride carbonica, ricadrebbe nelle certificazioni “di parte prima” e, pertanto, tenderebbe a perdersi all'interno della già vasta gamma di tali iniziative rendendo vano ogni sforzo di differenziazione e di comunicazione verso il mercato.

Migliori risultati potrebbe ottenere una dichiarazione “di parte seconda”, in cui un'istituzione o un ente di ricerca garantiscono la correttezza della metodologia di calcolo e la veridicità dei risultati che vengono comunicati.

Ovviamente la soluzione migliore sarebbe quella di riuscire ad arrivare ad una certificazione “di parte terza”, la quale prevede la verifica del rispetto di procedure standardizzate a livello internazionale da parte di tecnici che fanno riferimento ad organismi di controllo accreditati. Questa possibilità, seppure al momento di non facile realizzazione, appare la più interessante per il settore, in quanto permetterebbe al mercato di riconoscere le aziende agricole che con le loro attività contribuiscono a migliorare la qualità ambientale, ad esempio attraverso un assorbimento netto di GHG e, quindi, un contributo effettivo alla mitigazione dei cambiamenti climatici.

4.6 Come individuare le aziende virtuose?

L'analisi condotta ha evidenziato alcuni punti chiave che continuano ad animare il dibattito comunitario sulla distribuzione del sostegno pubblico e dei requisiti necessari affinché le aziende agricole possano ottenerlo. A questo si aggiunge la possibilità di un approccio privatistico al tema della valorizzazione ambientale, che può consentire alle imprese del settore di trarre dei benefici in termini di maggiore competitività.

In questo quadro si aprono scenari interessanti di interconnessione tra approccio pubblico e privato rispetto all'indirizzo delle aziende agricole verso positive azioni di carattere ambientale che siano in grado di non penalizzare, e anzi migliorare, le loro *performance* economiche.

Indipendentemente dalla modalità con cui le imprese agricole tenteranno di intraprendere una strategia di eco-innovazione, i loro sforzi devono trovare, sia in termini di fattibilità che di remunerazione delle prestazioni, il giusto grado di sostegno o di consenso. Ciò significa, in estrema sintesi, che alla riduzione dell'impatto ambientale e alla generazione di servizi ecosistemici dovrebbe corrispondere un riconoscimento da parte del mercato e/o un'integrazione al reddito proveniente dalle istituzioni (in questo caso attraverso i meccanismi previsti dalla nuova riforma della PAC), la cui entità dovrebbe almeno compensare le perdite di reddito dovute ai decrementi delle produzioni e ai maggiori costi richiesti da una gestione più *green oriented*.

Guardando all'approccio adottato nel primo pilastro della PAC in chiave di condizionalità, si tratterebbe di tradurre il concetto di *greening* a un livello minimo standardizzato di prestazioni ambientali (*baseline*), superato il quale le aziende acquisirebbero il diritto al Pagamento Unico. Si tratterebbe, cioè, di riorientare i requisiti minimi da un approccio basato sui comportamenti (CGO e BCAA) ad uno basato sui risultati, identificando delle soglie limite di impatto ambientale, ovviamente differenti in base a dimensioni economiche e orientamenti produttivi.

Per il secondo pilastro significherebbe invece assegnare risorse alle iniziative ritenute più importanti rispetto agli obiettivi ambientali, indirizzando le adesioni verso quelle misure che ottimizzano i risultati. Per queste iniziative risulta necessario quantificare quanto potrebbe costare in termini di mancati redditi o di nuova struttura dei costi l'adesione all'iniziativa e stabilire quindi una integrazione funzionale a incentivare l'impresa a sottoporsi all'impegno.

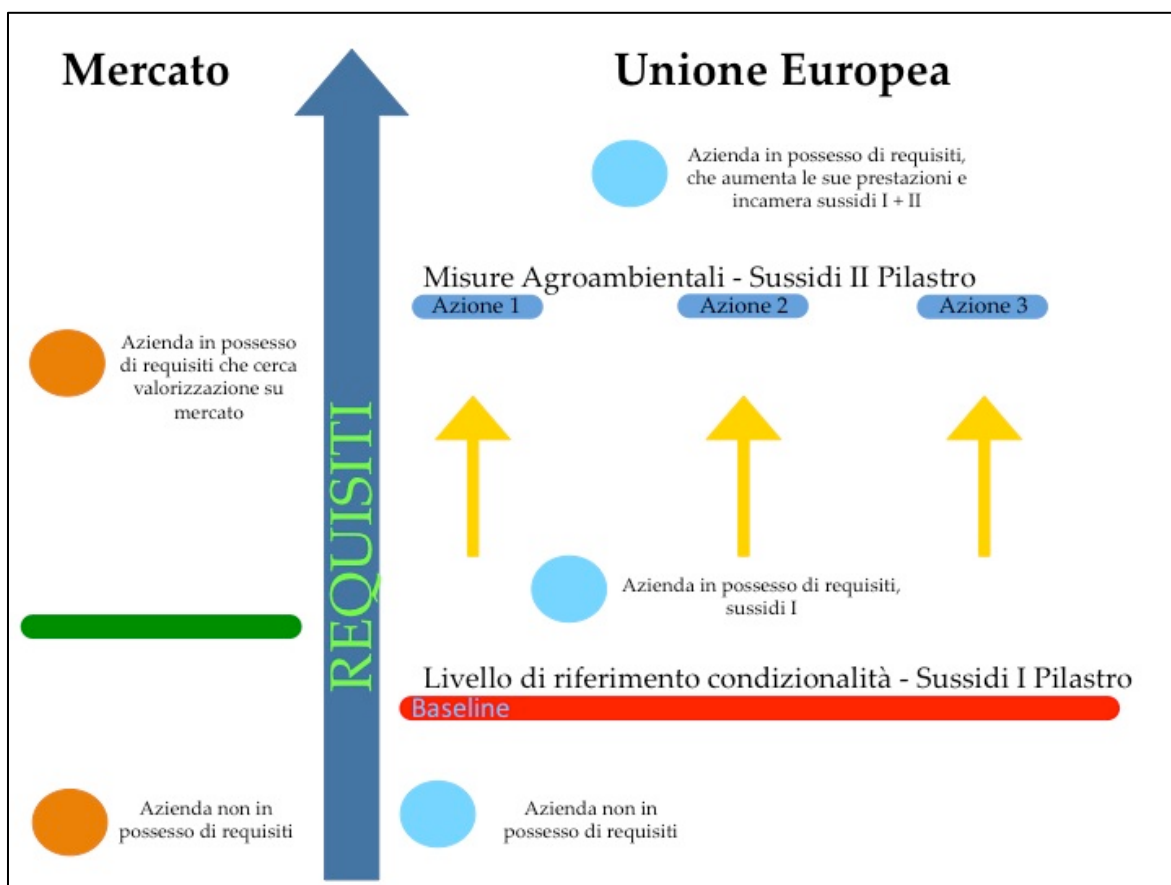
In termini di certificazione privata, i costi necessari per il superamento delle condizioni previste dallo standard di riferimento e gli investimenti in termini di comunicazione verso il mercato dovrebbero essere giustificati dall'ottenimento di un *premium price* sui prodotti. Ciò sarebbe la diretta conseguenza del vantaggio competitivo acquisito in termini di immagine e di reputazione dell'impresa, e compenserebbe allo stesso tempo tutti gli elementi di rischio propri di questo tipo di operazioni.

La figura 4.2 tenta di offrire una lettura sintetica del quadro proposto rispetto alle

differenti condizioni in cui si possono trovare le aziende agricole rispetto alle loro *performance* ambientali.

Dal lato dell'intervento pubblico si distingue un livello minimo che le aziende devono superare per accedere agli aiuti del primo pilastro. Questa *baseline* dovrebbe essere individuata tenendo conto del nuovo approccio *greening* alla condizionalità. Le aziende che sono in possesso di tali requisiti hanno la possibilità di accedere a specifiche misure che incentivano ulteriori miglioramenti delle loro *performance* ambientali, misure che dovranno essere inquadrare nel secondo pilastro tenendo conto degli obiettivi della PAC, delle risorse disponibili e delle possibili risposte degli agricoltori in relazione al rapporto fra impegno richiesto ed entità del pagamento compensativo.

Figura 4.2 – Requisiti ambientali e accesso alle iniziative



Dal lato del mercato, il superamento dello standard ambientale previsto dalla norma presa come riferimento (indicato in verde nella figura) consentirà alle imprese di dotarsi di questo carattere di riconoscimento (marchio, dichiarazione ambientale o certificazione) da spendere sul mercato attraverso azioni di promozione, comunicazione e valorizzazione

della propria immagine e dei propri prodotti.

Appare evidente, allora, che qualunque sia l'approccio al miglioramento delle *performance* ambientali delle aziende agricole è necessario disporre di strumenti affidabili e condivisi in grado di valutare sia il possesso di livelli minimi di requisiti ambientali (in una logica di primo pilastro e di standard certificativi), sia il miglioramento delle specifiche prestazioni oggetto di intervento (in una logica di secondo pilastro).

Se quindi, alla luce di quanto esposto in questo capitolo, appare evidente il “perché” della necessità di valutare l'impatto ambientale delle aziende agricole, diviene necessario spostare l'attenzione sul “come” eseguire tale valutazione.

Come si è visto nei primi tre capitoli, però, mentre esistono metodologie soddisfacenti per analizzare l'impatto ambientale dell'agricoltura, in particolare per quanto riguarda le emissioni di GHG, a livello di settore e di prodotto, lo stesso non si può dire per quanto riguarda la scala aziendale.

Partendo da questa evidenza, nel prosieguo della tesi ci si concentrerà proprio sulla definizione e la applicazione di due possibili metodologie la cui implementazione può fornire gli strumenti in grado di determinare degli indicatori di *performance* ambientale delle aziende agricole da utilizzare per finalità di politica agricola e di certificazione privata.

CAPITOLO 5

DAI FLUSSI DI GHG AL BILANCIO AMBIENTALE DELL'AZIENDA: UNA PROPOSTA METODOLOGICA

La dimensione aziendale è la scala di intervento che le politiche agricole adottano per perseguire i loro obiettivi in campo ambientale. Inoltre, questo è il livello entro il quale gli interventi privati possono trovare spazio e valorizzazione tramite una dichiarazione ambientale o una certificazione. Tuttavia, come si è ribadito nei capitoli precedenti, nonostante gli stimoli delle istituzioni e gli sforzi della ricerca, ancora non si è giunti alla definizione di una metodologia aziendale di valutazione dell'impatto ambientale.

In questo lavoro, partendo dallo stato di avanzamento e diffusione delle principali metodologie di stima degli impatti presentate nei precedenti capitoli, vengono proposte due metodologie che si pongono l'obiettivo di giungere ad una misurazione, tramite indicatori sintetici, delle *performance* ambientali dell'impresa agricola.

Una prima metodologia è stata costruita prendendo in esame i punti di forza delle metodologie IPCC ed LCA che si prestano ad essere applicati a livello di azienda. Per la seconda è stato individuato un approccio diverso, in grado di valutare il ruolo dell'impresa agricola sia dal punto di vista dei consumi di risorse naturali (e non solo di generazione di emissioni di GHG) che dal punto di vista della produzione di servizi ecologici (con una prospettiva più ampia rispetto al solo assorbimento di GHG).

5.1 Il bilancio di emissioni/assorbimenti

Un'impresa agricola insiste su una quota parte di territorio, lo amministra e lo governa e quindi, per definizione, possiede una componente territoriale. Ed è proprio sul territorio aziendale che gli impatti, conseguenza delle scelte imprenditoriali, prima ancora di trasformarsi in esternalità (al di fuori dei confini dell'azienda), si realizzano come “*internalità*”.

Le scelte rispetto agli interventi da porre in atto hanno una conseguenza diretta,

identificabile nell'impatto che l'azienda agricola ha nel sistema territoriale e produttivo. Questo può essere visto come consumo di risorse naturali o, in altri termini, in termini di riduzione della loro capacità di potersi rigenerare e di mantenere un equilibrio sistemico.

D'altro canto, le decisioni imprenditoriali hanno delle ricadute che oltrepassano i confini aziendali. Il dibattito su questo punto è molto aperto: se l'oggetto di analisi è un agente economico in grado di fare delle scelte, appare opportuno attribuire a questo solo l'impatto e le conseguenze delle scelte che opera, senza gravarlo degli impatti a monte (produzione) o a valle (smaltimento) dei fattori impiegati.

Se è vero che un'impresa agricola, con la sua attività, genera un impatto sulle risorse ambientali che utilizza, allo stesso tempo essa, proprio in virtù della sua matrice territoriale, contribuisce alla produzione di servizi ecosistemici. Uno dei più importanti, che non può essere ignorato nella valutazione delle *performance* ambientali di un'azienda, è la capacità di immobilizzazione di flussi di carbonio attraverso le strutture vegetali e il suolo.

Pertanto, è necessario pensare all'impresa agricola come a un agente economico "anomalo" per sua stessa natura, in quanto non si limita all'emissione di gas serra ma contribuisce in modo attivo al loro assorbimento e, quindi, alla mitigazione dei cambiamenti climatici.

Vocazionalità territoriale, scelta del sistema di produzione, scelta degli input, tipologia di conduzione, intervengono in maniera determinante nella definizione del ruolo dell'impresa agricola nei flussi di GHG, coinvolgendo, allo stesso tempo, il lato economico ed il lato ambientale.

5.1.1 Metodologia

La definizione di una metodologia specifica per bilancio di emissioni e assorbimenti aziendali, proprio in virtù della vasta letteratura scientifica che tiene aperto e accende il dibattito in materia, deve basarsi sulle principali metodologie a disposizione per la valutazione degli impatti. Appare necessario, quindi, dapprima individuare i principali aspetti delle metodologie più diffuse a livello internazionale e quindi ricondurli all'interno dell'unità funzionale presa in considerazione, ovvero l'impresa agricola.

Quest'ultima è attraversata da flussi di fattori in input e, al contempo, produce degli output che oltrepassano i confini aziendali. Tutti i fattori in input hanno un bagaglio di

emissioni costitutive che, in un'analisi condotta dalla “culla alla tomba” secondo il modello LCA, sono conteggiate esclusivamente all'interno dei confini del prodotto (si pensi, ad esempio, all'energia necessaria per la produzione di un concime).

Se si mettessero a confronto un prodotto agricolo e il fertilizzante utilizzato all'interno del suo ciclo colturale, come prodotti sui quali valutare il ciclo di vita, si otterrebbero due risultati analoghi. All'interno del prodotto agricolo il fertilizzante sarebbe valutato da un punto di vista emissivo, come emissioni legate alla costituzione del fertilizzante e come emissioni dirette causate dalla sua applicazione nel processo di produzione. Per quanto riguarda le emissioni del fertilizzante tal quale, queste sarebbero valutate come il bagaglio emissivo determinato dalla sua costituzione più le emissioni derivanti dall'utilizzo. Di fatto, quindi, tramite questo tipo di analisi la valutazione delle emissioni di un fattore di input ricalcherebbe quella del ben al cui processo di produzione questo input contribuisce.

Qualora si volesse applicare questo ragionamento a un'impresa agricola, all'interno della valutazione delle emissioni si rischierebbe dunque di attribuire alle scelte imprenditoriali bagagli emissivi impropri. L'imprenditore agricolo, infatti, è il diretto responsabile solo delle emissioni dirette causate dalla scelta di utilizzo di un fattore produttivo piuttosto che un altro. Se fossero attribuite all'azienda anche le emissioni originate dalla realizzazione di un fattore produttivo, lo stesso imprenditore diventerebbe responsabile delle emissioni di altri settori della produzione (l'industria per il fertilizzante) e nel bilancio ambientale agricolo verrebbero erroneamente conteggiate le emissioni di un settore esterno.

A questo proposito, proprio per definire i confini certi del bilancio di emissioni e assorbimenti di un'impresa agricola, si è deciso di valutare unicamente i fatti che si realizzano al suo interno e di valutarne i flussi di input che hanno un impatto all'interno dei confini aziendali. Si è preso, quindi, a riferimento il requisito contenuto nella metodologia del LCA di definire i confini dell'analisi individuati nei confini aziendali. In tal modo l'analisi LCA, invece di essere sviluppata “dalla culla alla tomba”, viene applicata solo a quella frazione di questo percorso che si svolge all'interno dei cancelli aziendali.

Così, per tutti gli input utilizzati nei processi produttivi (gasolio, fertilizzanti, fitofarmaci, etc.), sono stati prese a riferimento solo le emissioni dirette che si realizzano all'interno della stessa impresa agricola, ovvero quelle legate al loro utilizzo.

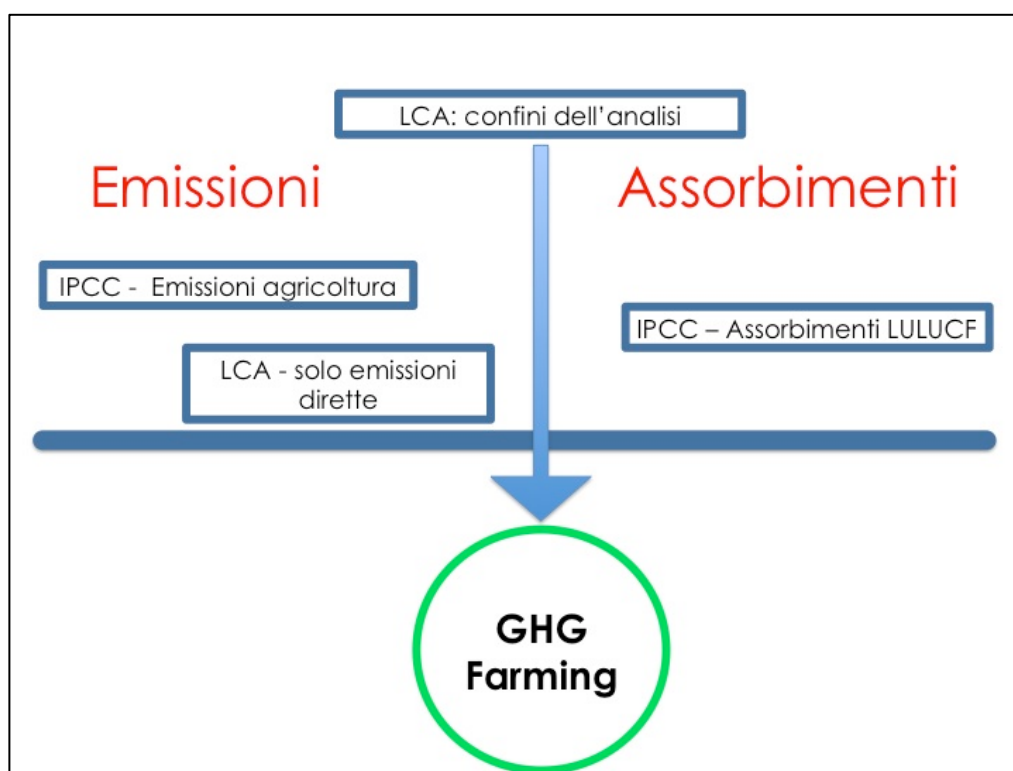
Per quanto concerne, invece, le emissioni legate alla gestione degli animali

(compresa la fermentazione enterica) e delle deiezioni, sono state prese come riferimento le linee guida IPCC per il settore agricoltura legate al capo di bestiame ed al tipo di gestione delle sue deiezioni e del pascolo.

Sul lato degli assorbimenti sono state considerate le voci che nell'approccio LULUCF dell'IPCC possono essere attribuite, qualora presenti sulla sua superficie, ad una azienda agricola, ovvero colture, pascoli permanenti e boschi.

Così, operando all'interno dei confini aziendali, è stato costituito un sistema di valutazione delle emissioni, tenendo presente quelle derivanti dalla gestione degli animali e legate all'utilizzo diretto degli input, e degli assorbimenti, tenendo conto della capacità di stoccaggio di colture permanenti, pascoli e boschi (Figura 5.1).

Figura 5.1 – Il Bilancio del Carbonio di un'azienda agricola



Sottraendo le emissioni agli assorbimenti è possibile ottenere un bilancio dell'attività agricola svolta all'interno dell'impresa; ciò significa arrivare a una sintesi che, tarando opportunamente delle metodologie consolidate, rende possibile la definizione di un indicatore sintetico del bilancio netto dei flussi di GHG a livello di azienda.

Il modello, pur riscontrando i limiti esposti in precedenza, ha fornito il necessario punto di partenza per un'analisi più ampia in grado di allargare la visione al sistema di

produzione e consumo legato all'attività agricola e al soggetto "impresa". Per questa ragione l'applicazione del modello, denominato *GHG Farm Balance*, consente di valutare e integrare le emissioni e gli assorbimenti di CO₂ dei singoli processi colturali con le altre voci di emissione/assorbimento degli altri gas serra non riconducibili alla conduzione delle attività colturali, opportunamente convertite in termini di CO₂ equivalente, per giungere a un effettivo bilancio aziendale dei GHG.

Quest'ultimo aspetto, ovvero l'inclusione nel bilancio dei flussi di GHG anche delle componente extra-agricole che si svolgono all'interno dei confini dell'impresa, caratterizza questa metodologia rispetto ad altre simili proposte anche a livello nazionale. Ad esempio il lavoro ICAAI, redatto da INEA (Coderoni *et al.*, 2013), pur presentando molte similitudini con la metodologia qui proposta per quanto riguarda la parte agricola, non considera nella valutazione gli impatti generati dalle componenti extra-caratteristiche della gestione; è questa la ragione per cui questo approccio si presta maggiormente ad un'analisi settoriale basata su dati aziendali piuttosto che a una valutazione mirata alla singola impresa.

5.1.2 Struttura del modello

Il modello *GHG Farm Balance*, partendo dalla descrizione analitica dei processi produttivi aziendali, da un lato valuta le emissioni prodotte e, dall'altro, gli assorbimenti attribuibili alle biomasse vegetali all'interno dei confini aziendali.

Per valutare emissioni e assorbimenti si è fatto riferimento a coefficienti condivisi a livello internazionale applicati in modo coerente alla fonte emissiva o al *sink* assorbente. In particolare, per la gestione delle colture ci si riferisce ad alcuni studi analitici e database consolidati che stimano le emissioni proprie dei fattori in input nella fase di utilizzo.

Per quanto riguarda i fertilizzanti, sono stati presi a riferimento i risultati delle ricerche condotte da Nannipieri (1999) e di alcuni studi LCA sui prodotti fertilizzanti, tenendo conto esclusivamente delle emissioni prodotte nella fase di applicazione degli stessi. Per il letame, invece, sono stati utilizzati i coefficienti IPCC per la fase di gestione degli animali (fermentazione enterica e deiezioni) e lo studio di Velthof (2003) per la fase di maturazione e distribuzione. Per il calcolo delle emissioni dirette dei fitofarmaci sono state prese a riferimento le banche dati costruite dall'Università di Cranfield (Audsley *et al.*, 2006); per semi e piante, invece, ci si è riferiti ad alcuni studi sul potenziale emissivo

in potenza di seme e di una piantina nel momento di inizio del ciclo vegetativo (Harvey, 2010). Infine, per il gasolio, è stata considerata la Decisione del Consiglio Europeo n. 130 del 29/12/2004 sulla stima delle emissioni. La tabella 5.1 riepiloga le fonti utilizzate per valutare le emissioni di GHG degli input dei processi produttivi.

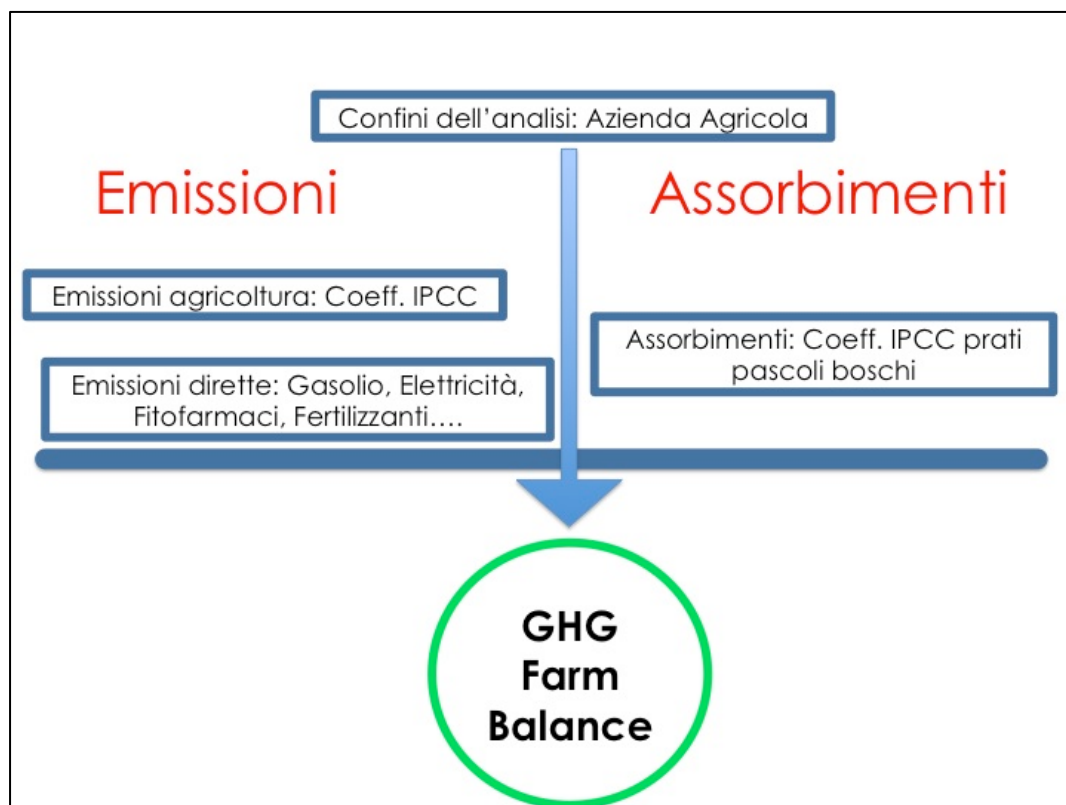
Come esposto nel terzo capitolo, per il calcolo degli assorbimenti si è tenuto conto dei coefficienti di assorbimento contenuti nei LULUCF dell'IPCC per prati e pascoli permanenti, per il bosco e per le colture permanenti.

La figura 5.2 esemplifica il passaggio dalla metodologia, rappresentata in figura 5.1, al modello attraverso le modalità di calcolo di emissioni e assorbimenti.

Tabella 5.1 – Riferimenti emissioni dirette

Tipologia di input	Fonte bibliografica di riferimento
Fertilizzanti chimici	EPD 2010 Scam – Nannipieri P. <i>et al.</i> , 1999
Letame/Deiezioni	IPCC, 2006 - Velthof G. <i>et al.</i> , 2003
Semi e Piante	Harvey D., 2010 – GFN, 2011
Prodotti Fitosanitari	Audsley E. <i>et al.</i> , 2006
Gasolio	Decision European commission n°130 29/12/2004

Figura 5.2 – Esempificazione grafica del modello



Il modello proposto consente di capire se le emissioni di GHG generate dalle attività dell'impresa sono compensate dagli assorbimenti di carbonio che si verificano all'interno dei confini aziendali; ciò porta alla redazione di un vero e proprio bilancio il cui risultato è un indicatore sintetico che esprime il valore netto dei flussi di GHG nell'azienda. Un valore positivo indica un assorbimento netto e, quindi, la capacità dell'impresa di contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici.

Va considerato però che tale risultato è ampiamente influenzato da alcune caratteristiche strutturali dell'azienda e dal suo indirizzo produttivo. E' chiaro, ad esempio, che una consistente presenza di boschi o una prevalenza di colture arboree incrementa in modo sensibile il livello degli assorbimenti andando ampiamente a compensare le emissioni che potrebbero derivare anche da una gestione dei processi poco attenta alla dimensione ambientale. Al contrario, un'azienda ad indirizzo zootecnico potrebbe trovarsi con un bilancio GHG fortemente negativo pur adottando tecniche ottimali in termini di emissioni di gas serra.

Così, per valutare la qualità ambientale della conduzione dell'impresa in termini di emissioni, è necessario effettuare un confronto con un campione di aziende che presentano caratteristiche simile per capire se siano significativamente superiori, inferiori o se rientrano nell'ordinarietà. Per questa ragione, partendo dai risultati dello studio presentato

nel secondo capitolo, è stato definito un sistema di valutazione che, a partire dal campione RICA, definisce il livello medio per unità di superficie delle emissioni causate da animali, gasolio e fertilizzanti per ciascuna classe tipologica in termini di OTE e UDE.

Ciò consente di creare un *dataset* di riferimento che, in funzione di dimensione economica e ordinamento tecnico-economico dell'azienda oggetto di analisi, fornisca una valutazione della sua *performance* ambientale relativa alla classe tipologica di appartenenza. In base ai risultati di questo confronto è possibile valutare le scelte gestionali in termini di emissioni e valutare i margini per individuare i possibili interventi per ridurre l'impatto ambientale dell'azienda considerata.

5.1.3 I limiti del modello

Un bilancio tra emissioni e assorbimenti fornisce un'indicazione degli impatti dell'attività agricola svolta all'interno dei confini aziendali e le sue ricadute sul territorio. Ciò risponde alle esigenze espresse dal sistema politico e istituzionale che, per le ragioni chiarite nel quarto capitolo, esprime la necessità di avere, anziché un bilancio di settore o di prodotto, una chiara indicazione sugli impatti delle imprese agricole che, da un lato, sono chiamate ad amministrare porzioni di territorio e, dall'altro, contribuiscono alle *performance* ambientali di settore.

La metodologia proposta punta a stimare, in base all'orientamento produttivo e alle principali caratteristiche di gestione, un risultato affidabile in termini di bilancio fra emissioni e assorbimenti di GHG.

Il metodo di calcolo, però, presenta una serie di punti critici, aprendo una vasta serie di quesiti legati sia alla formalizzazione dei calcoli, sia alla consistenza degli stessi. Una tecnica legata a una certa coltura, infatti, non può essere limitata esclusivamente al conteggio delle emissioni dirette degli input, riducendo l'analisi alle sole emissioni di gas serra. L'attività agricola, infatti, ha ben altre caratteristiche che con un indice sintetico come il bilancio carbonico non riescono ad essere espresse.

Le funzioni riconosciute all'agricoltura vanno oltre la sola coltivazione e organizzazione dei fattori della produzione a fini produttivi. Indagare i flussi standardizzati con indicatori di impatto lascia nascoste altre funzioni primarie dell'attività, quali la salvaguardia degli equilibri e dei cicli naturali, la biodiversità e la vocazionalità e, inoltre, sottostima il peso che le scelte delle attività umane possono avere su porzioni di territorio

come quello delle aziende agricole.

Altro punto critico riguarda il profilo evolutivo: infatti, è anche possibile che gli effetti delle scelte di un anno si perpetuino nel tempo creando conseguenze nella gestione aziendale e colturale. Gli impatti degli input utilizzati sul territorio aziendale non hanno una sola conseguenza legata alle emissioni di GHG, bensì comportano un'alterazione dei cicli biologici naturali, squilibri eco-sistemici, distruzione di flora e fauna spontanea.

Se si considera l'impresa agricola per quello che effettivamente è, ne emerge un sistema complesso in cui gli equilibri tra tutti i fattori determinano conseguenze ben oltre i limiti di un bilancio del carbonio.

D'altra parte, attraverso l'utilizzo di questa metodologia è possibile assicurarsi la certezza di un bilancio in *surplus* tramite il possesso di superfici atte all'assorbimento di natura esterna e non direttamente legate alla gestione del ciclo delle colture, come ad esempio i boschi. C'è la possibilità di arrivare al paradosso di poter coprire il più smodato utilizzo di input attraverso superfici extra-produttive che, ad oggi, come testimonia la logica che è alla base della gestione dei crediti di carbonio, sembrano essere le uniche vevoli in fatto di assorbimenti.

Alle colture sono riconosciuti solo assorbimenti parziali o nulli, valorizzando gli *stock* di carbonio immagazzinati all'interno delle strutture vegetali permanenti e ignorando il ruolo del suolo e quello delle colture annuali che, tramite i residui, le stoppie o con la loro stessa biomassa vegetale, potrebbero partecipare alle voci positive del bilancio carbonico.

Quanto esposto appare sufficiente per sostenere che in realtà una metodologia basata sul solo bilancio dei gas serra e, di fatto, basata sulla misura dei flussi di carbonio, anche se riadattata al sistema impresa agricola, appare piuttosto limitata e forse non sufficiente per una valutazione completa del ruolo che le imprese agricole giocano a livello ambientale.

Di conseguenza, nonostante l'approccio proposto rappresenti un utile punto di partenza per la formalizzazione di un metodo di valutazione rigoroso, esso mostra però dei limiti che potrebbero far trarre conclusioni errate sull'effettiva *performance* ambientale delle imprese agricole.

Anche in sede europea si discute della necessità di una metodologia più affidabile che, sulla linea degli obiettivi di politica agricola comunitaria, riconosca all'agricoltura e alle imprese un ruolo ambientale basato su un meccanismo di un bilancio da operare tra produzione e riduzione d'impatti. La stessa problematica si consolida anche da un punto di

vista privatistico, per il quale una metodologia di questo tipo potrebbe portare delle distorsioni e creare più confusione di quanta non sia già stata innescata dalle analisi di tipo LCA.

5.2 Il bilancio ambientale delle aziende agricole

5.2.1 La teoria di riferimento: l'impronta ecologica

Per ottenere delle indicazioni a livello di processo produttivo e di azienda agricola che siano più affidabili e capaci di fornire gli elementi per la costituzione di un bilancio di natura ambientale in grado di superare parte dei limiti legati al bilancio del carbonio, si possono utilizzare degli strumenti di misura delle prestazioni ambientali riconosciuti a livello internazionale. Nel panorama delle metodologie diffuse e condivise in ambito scientifico, una di quelle che si presta per adattabilità e versatilità dell'approccio alla valutazione dell'impatto ambientale a scala aziendale è l'*Ecological Footprint* (EF; Impronta Ecologica).

Introdotta e sviluppata da Rees e Wackernagel (1994, 1996, 2008), la metodologia dell'*Ecological Footprint* fornisce una misura dell'impatto delle attività antropiche sul pianeta. Tale valutazione, che parte dalla stima dei consumi di capitale naturale dall'attività umana in un determinato territorio, viene posta in relazione con i servizi ecologici che gli ecosistemi naturali presenti nel territorio stesso rendono disponibili.

Tale confronto avviene attraverso la conversione dei consumi umani, misurati attraverso l'Impronta Ecologica, e dei servizi ambientali messi a disposizione dagli ecosistemi, espressi dalla Biocapacità, in unità funzionali denominate ettari globali (*global hectares* – gha) o ettari equivalenti²⁰. La differenza tra Biocapacità e Impronta Ecologica definisce il cosiddetto Bilancio Ecologico che sembra prestarsi, con le dovute modifiche, all'analisi delle *performance* ambientali di un sistema di produzione agricolo e permette di operare una stima dell'impatto ambientale, e quindi della sostenibilità.

L'indicatore dell'Impronta Ecologica, che ha dato il nome alla metodologia,

²⁰ Un'unità di area equivale a circa 0,45 ha di terreno arabile, 0,70 ha di foresta, 2,00 ha di pascoli, 2,85 ha di superficie marina, nulla per la superficie degradata; per quanto riguarda il terreno per l'energia, se si adotta il metodo dell'area forestata necessaria per assorbire CO₂ l'equivalenza è di 0,70 ha, se invece si assume il metodo della coltivazione di biomassa tale fattore scende a 0,45 ha.

quantifica l'ammontare di superficie (di sistemi terrestri ed acquatici) necessaria per la fornitura di tutte le risorse utilizzate dai processi di produzione e consumo e l'assorbimento di tutte le emissioni da questi prodotte. Tale indicatore esprime la richiesta di capitale naturale da parte di una popolazione²¹, sia in termini di prodotti (legname, cereali, pesce, etc.) che di servizi ecologici (biodiversità, stabilità climatica, fissazione dell'energia solare e conversione in materie prime) necessari per sostenere la sua vita all'interno di un territorio. Il concetto di impronta ecologica si basa sull'idea che ad ogni unità di materia o di energia consumata (che entra nel processo economico) corrisponda una certa estensione di territorio, appartenente a uno o più ecosistemi, capace di garantire il relativo apporto di risorse ed il conseguente assorbimento di rifiuti. Così, per determinare la superficie necessaria a mantenere un dato stile di vita, devono essere calcolate le necessità in termini di uso del territorio per ogni categoria di consumo che tale stile di vita richiede.

Il calcolo di questo indicatore considera i diversi tipi di attività che generano impatto sull'ambiente e che vengono tradotti in superfici di terreno ecologicamente produttivo:

- produzione dei beni e delle merci consumate;
- produzione dell'energia utilizzata;
- smaltimento degli scarti e delle emissioni prodotte (prima fra tutte la superficie necessaria per assorbire le emissioni di CO₂);
- allocazione di infrastrutture, impianti, abitazioni, etc.

Riprendendo la classificazione usata dall'Unione Mondiale per la Conservazione della Natura (IUCN), la formulazione classica dell'*Ecological Footprint* (EF) suddivide l'utilizzo di territorio ecologicamente produttivo in sei principali categorie.

- *Terreno per l'energia*: superficie necessaria per produrre, con modalità sostenibili (es. coltivazione di biomassa) la quantità di energia utilizzata. In realtà Wackernagel e Rees (1996) applicano una definizione differente, che si basa sull'area di foresta necessaria per assorbire la CO₂ emessa dalla produzione di energia a partire da combustibili fossili. Le due aree hanno lo stesso ordine di grandezza, ma questo secondo metodo consente di centrare il calcolo della componente energetica dell'EF sul problema della concentrazione della CO₂ in atmosfera e della conseguente alterazione del clima. In questo modo diventa possibile, partendo dai dati riguardanti le diverse emissioni di CO₂, distinguere gli impatti provocati dall'uso di differenti combustibili fossili (solidi,

²¹ Per definizione, l'EF di un individuo (o insieme di individui) corrisponde alla quantità di territorio ecologicamente produttivo necessaria per fornire tutte le risorse di energia e materia che consuma e per assorbire tutti gli scarti che produce.

liquidi, gassosi) per produrre energia.

- *Terreno agricolo*: superficie arabile (campi, orti, etc.) utilizzata per la produzione di derrate alimentari e di altri prodotti non alimentari di origine agricola (cotone, iuta, tabacco, etc.).
- *Pascoli*: superficie dedicata all'allevamento e, conseguentemente, alla produzione di carne, latte, uova, lana e, in generale, di tutti i prodotti derivati dall'allevamento.
- *Foreste*: area dei sistemi naturali modificati e dedicati alla produzione di legname.
- *Superficie degradata*: terreno ecologicamente improduttivo, destinato alla localizzazione di infrastrutture quali abitazioni, attività manifatturiere, aree per servizi, vie di comunicazione, etc.
- *Mare*: superficie marina necessaria alla crescita delle risorse ittiche consumate.

La considerazione di tipi di territorio così diversi ha posto il problema delle loro differenti produttività, per questo la formulazione classica dell'EF introduce un'operazione di normalizzazione, che consente di pesare le aree dei differenti tipi di terreno in base alla loro produttività media mondiale ricavata dagli studi condotti dalla FAO per l'individuazione delle *Global AgroEcological Zones* (GAEZ). La quantificazione delle tipologie di superficie avviene attraverso l'unità standard degli ettari equivalenti (gha).

Poiché non è possibile calcolare la superficie di territorio necessaria per la fornitura, la manutenzione e lo smaltimento di ciascuna delle decine di migliaia di beni di consumo, il conteggio deve per forza limitarsi ad alcune categorie principali²².

La maggior parte dei dati viene estratta dalle statistiche nazionali riguardanti la produzione ed il consumo di energia, di alimenti o di prodotti forestali. Per molte categorie di beni le statistiche nazionali forniscono dati sia sulla produzione che sul commercio, da cui è possibile distinguere le produzioni interne, importazioni ed esportazioni, rendendo possibile il ricavo della misura dei consumi netti:

$$\text{Consumo netto} = \text{Produzione} + \text{Importazione} - \text{Esportazione}$$

Per ciascuno dei beni appartenenti alle diverse categorie di consumo²³ si calcola la componente di EF per le sei tipologie di terreno ecologicamente produttivo prima elencate

²² Per la stima dell'EF si calcola il consumo pro-capite medio di alcuni particolari beni a partire dai dati regionali o nazionali aggregati o dividendo il consumo totale per la popolazione. Allo stato attuale il calcolo dell'EF proposto dal GFN considera circa 700 beni principali di consumo (generi alimentari, vestiario, macchinari, etc.).

²³ I consumi sono suddivisi nelle seguenti categorie: consumi di beni alimentari, beni non alimentari e servizi; consumi di energia, suddivisi in sottocategorie quali carburanti per trasporto privato, energia elettrica, riscaldamento e altro; uso del suolo; acqua; rifiuti.

espressa in “ettari equivalenti”²⁴. In tal modo una superficie reale (espressa in ha) viene trasformata in un’area equivalente (espressa in gha), che conteggia l’estensione che si avrebbe se si considerasse un terreno con una produttività pari alla media mondiale (Provincia di Siena, 2002). A partire dai consumi di un determinato territorio, si ottiene, dividendo il consumo totale per il numero degli abitanti, l’EF di ciascun abitante.

La stima dell’EF è chiaramente legata alla disponibilità di dettaglio dei dati, che spesso, se si operano analisi su scala sub nazionale, diventano molto difficili da reperire. Per tentare di superare questo limite, sono stati proposti diversi criteri (Lewan e Simmons 2001; Bagliani *et al.*, 2008) che vengono utilizzati dal GFN²⁵ per apportare continui aggiornamenti metodologici al calcolo dell’EF (Kitzes *et al.*, 2007).

L’indicatore Biocapacità (BC), che descrive la componente produttiva degli ecosistemi, misura l’offerta di bioproduttività, ossia la produzione di servizi ambientali ed ecologici fornita dalle diverse tipologie di suolo identificate secondo la classificazione IUCN precedentemente esposta²⁶. Anche questo indicatore viene espresso in ettari globali (gha), i quali sono valutati tenendo conto dalla bioproduttività delle diverse categorie di terreno in relazione a “fattori di equivalenza” e “fattori di rendimento” aggiornati annualmente da parte dei ricercatori del GFN (Pulselli *et al.*, 2007)²⁷.

Riprendendo quanto affermato nel Rapporto Finale del Progetto Indicatori Comuni Europei EUROCITIES (Lewan e Simmons, 2001), *“la biocapacità misura l’offerta di bioproduttività, ossia la produzione biologica di una data area”*. Essa è data dalla produzione aggregata dei diversi ecosistemi appartenenti all’area designata, che vanno dalle terre arabili ai pascoli alle foreste alle aree marine produttive e comprendono, in parte, aree edificate o in degrado. In generale, *“la biocapacità non dipende dalle sole condizioni naturali, ma anche dalle pratiche agricole e forestali dominanti”*.

La differenza tra BC e EF identifica lo stato di equilibrio o disequilibrio ecologico di un sistema e definisce il Bilancio Ecologico: a un valore negativo (positivo) corrisponde una situazione di *deficit (surplus)* ecologico, ovvero una situazione di insostenibilità (sostenibilità) in cui i consumi di risorse naturali risultano superiori (inferiori) ai livelli di

²⁴ Le diverse tipologie di terreno produttivo vengono pesate per i loro specifici fattori di equivalenza che tengono conto della loro bioproduttività media.

²⁵ Il *Global Footprint Network* (GFN) è l’ente di ricerca privato che ha l’obiettivo di uniformare i criteri di calcolo dell’EF a livello mondiale.

²⁶ Per la Biocapacità, il terreno per l’energia non è preso in considerazione perché assimilato alle foreste.

²⁷ Il fattore di equivalenza di una tipologia di terreno è identico in tutto il mondo e varia ogni anno in base al modello di gestione, alla produttività e alle tecnologie prevalenti; il fattore di rendimento indica di quanto la produttività locale di una tipologia di terreno differisce dalla corrispondente produttività media mondiale.

rigenerazione da parte degli ecosistemi locali. L'entità del *surplus/deficit* ecologico rappresenta una stima del livello di sostenibilità/insostenibilità dello stile di vita di una collettività rispetto alle risorse del territorio preso come riferimento spaziale (Bagliani *et al.*, 2008). Tale metodologia di analisi consente per il sistema planetario e per i sistemi nazionali di definire con chiarezza produttori e consumatori netti a livello ambientale.

5.2.2 L'impronta ecologica dell'agricoltura: una variante metodologica

La metodologia dell'EF ha trovato applicazione a diverse scale di analisi, permettendo, ad esempio, di stimare l'impronta ecologica di singoli individui, di organizzazioni, di particolari regioni e di Stati nazionali.

In particolare, per quanto riguarda le imprese è stato formalizzato un approccio metodologico di tipo *bottom-up* che, delimitati i confini dell'analisi, definisce il consumo di risorse dell'attività di produzione (Penela *et al.*, 2009).

Tale approccio può trovare applicazione in ambito agricolo, in quanto è possibile prendere in considerazione i consumi ambientali legati ai comportamenti e alle scelte degli agricoltori in termini di Impronta Ecologica. Il discorso si presenta invece più complesso dal lato dell'offerta di servizi ambientali (Biocapacità); infatti, l'agricoltura è diversa dalle altre attività di produzione, che ignorano questa componente dato che le loro attività generalmente insistono su porzioni molto limitate di territorio (corrispondenti essenzialmente agli stabilimenti di produzione).

Proprio per questa ragione i processi di produzione agricola non possono essere accostati ad un processo industriale né uniformati alla formalizzazione metodologica classica dell'Impronta Ecologica, anche mutuandone l'approccio *bottom-up*.

Nei processi di produzione agricola intervengono agenti esterni difficilmente standardizzabili (fattori climatici) e rapporti di equilibrio tra sistema pianta-suolo, serie storica delle produzioni e rapporti di forza tra agenti biotici ed abiotici. Inoltre, a differenza di tutte le altre attività, i processi di produzione agricola insistono su estensioni di territorio rilevanti che, per definizione, sono valutate sia come Impronta Ecologica che come Biocapacità. A questo riguardo, è opportuno precisare che il *global hectare* (gha), che rappresenta un ettaro standardizzato con la produzione media mondiale, può essere anche definito come una misura della produttività ecologica necessaria a mantenere un flusso di consumo (Monfreda *et al.*, 2004; Galli *et al.*, 2007; GFN, 2010).

Per la valutazione dell'Impronta Ecologica dell'attività di produzione agricola, la metodologia base propone la seguente equazione per il consumo di risorse naturali:

$$EFp = A * \frac{Y_n}{Y_w} * EQF$$

dove:

- A (Area) è la SAU utilizzata per la coltura;
- Y_n (*National Yield*) è la resa media nazionale della coltura;
- Y_w (*World Yield*) è la resa media mondiale della coltura (Galli *et al.*, 2007);
- EQF (*Equivalence Factor*) è il fattore di proporzionalità necessario a convertire una specifica tipologia di suolo (in questo caso agricolo) in *global hectares* (Wackernagel e Rees, 1996; Monfreda *et al.*, 2004).

Indicata con P la produzione nazionale, il *National Yield* può essere espresso come $Y_w = P/A$ e l'equazione precedente diviene:

$$EFp = A * \left(\frac{P}{A} \right) * EQF \Rightarrow EFp = \frac{P}{Y_w} * EQF$$

Per quanto riguarda la Biocapacità, la metodologia standard dell'Impronta Ecologica propone l'equazione seguente:

$$BC = A * \frac{Y_n}{Y_w} * EQF$$

che è del tutto analoga alla precedente e che può essere anch'essa trasformata in:

$$BC = \frac{P}{Y_w} * EQF$$

Ne deriva che, nell'ipotesi che non intercorrano variazioni di EQF e Y_w , la quantità prodotta è assunta come unico parametro per valutare sia EF che BC e che, data per definizione l'uguaglianza dei due valori, tutte le colture agricole assorbono dall'ecosistema e forniscono all'ecosistema le medesime risorse dell'ecosistema, proprio perché entrambe sono basate sullo stesso sistema di valutazione dei flussi (Mozner, 2012).

Questa modalità di valutazione produce delle distorsioni perché non tiene conto delle relazioni che esistono fra differenti tecniche di produzione, consumi di risorse naturali e offerta di biocapacità. In altri termini, la metodologia standard dell'Impronta Ecologica

non offre la possibilità di misurare il sovra-sfruttamento o la generazione netta di risorse naturali che può avvenire nella produzione agricola. Questo limite è già stato evidenziato da alcuni autori; ad esempio Ferng (2005) mostra come la sottostima del terreno agricole dovuta al sovra-sfruttamento della capacità del terreno impedisca una giusta definizione di politica ambientale, mentre Fiala (2008) sottolinea che una tale valutazione di EF e BC non sia sufficiente per una valutazione della sostenibilità ambientale. Invece, è proprio questa connessione tra la pressione produttiva, l'incremento di produttività e richiesta di una sostenibilità duratura a essere una delle sfide del sistema agricolo (Harris, 1996).

Per colmare questa lacuna, e quindi valutare quale possa essere il contributo della tecnica di produzione alla quota di sostenibilità/insostenibilità, è stata proposta una variante alla formulazione classica della metodologia dell'Impronta Ecologica.

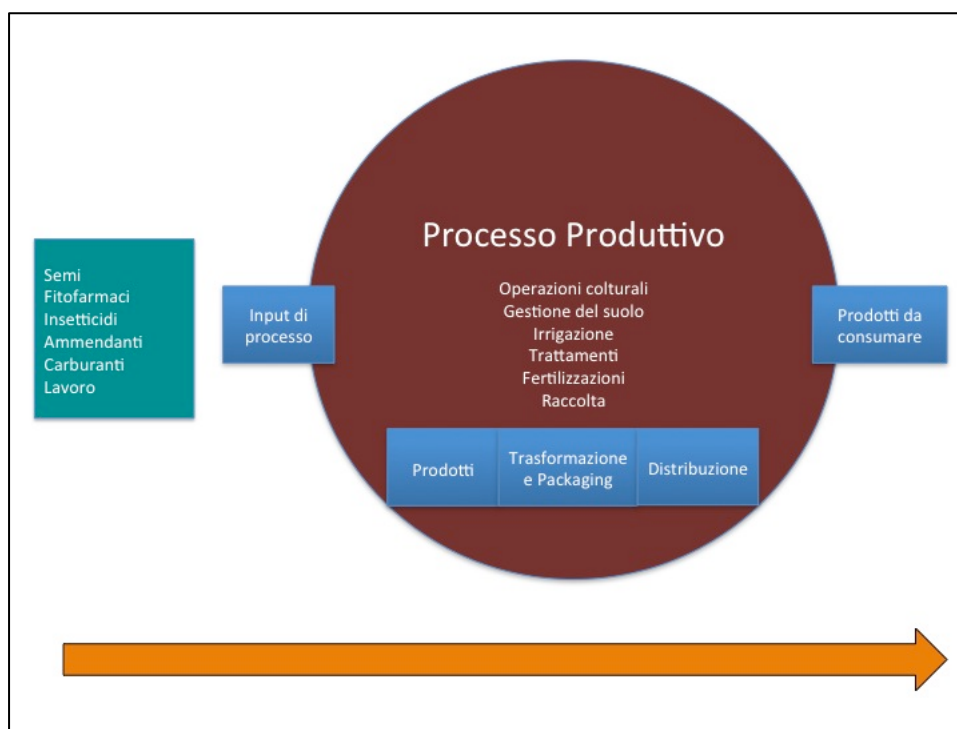
Tale variante parte dalla considerazione che l'EF dell'azienda agricola è una conseguenza diretta delle scelte dell'agricoltore, in particolare quelle relative al livello di utilizzo degli input nei processi di produzione. Così, una volta delimitati i confini del processo di produzione, definiti i fattori che ne entrano a far parte e le operazioni che si svolgono all'interno, è possibile ottenere un quadro sistemico di tale processo di produzione agricola secondo la schematizzazione riportata in figura 5.3.

Considerando tutti gli n fattori in input, il cui impatto è conteggiato in termini di uso diretto²⁸, è possibile valutare l'EF di una tecnica (EF_{farming}) come sommatoria dell'EF di ciascuno di essi ($EF_{i,\text{farming}}$):

$$EF_{\text{farming}} = \sum_{i=1}^n EF_{i,\text{farming}}$$

Figura 5.3 - Schema del processo di produzione agricola

²⁸ Questo equivale ad esempio a dire che il gasolio utilizzato dal un trattore nelle operazioni colturali è conteggiato come impronta ecologica derivante dalle emissioni dirette legate solo all'utilizzo e non alla sommatoria di quelle legate invece dovute all'estrazione del petrolio, alla sua trasformazione ed al suo uso.



A questa prima valutazione se ne deve però aggiungere una seconda, legata all'equilibrio che esiste tra cicli biologici e regole del sistema naturale. Aggiungendo input al sistema, l'uomo può incrementare questo ciclo, aumentandone la velocità o aumentando la quantità di prodotto per unità di area. In linea teorica, quindi, è possibile definire dei sistemi di produzione che, in assenza di input esterni, rispettino l'equilibrio che esiste tra cicli biologici e regole del sistema naturale.

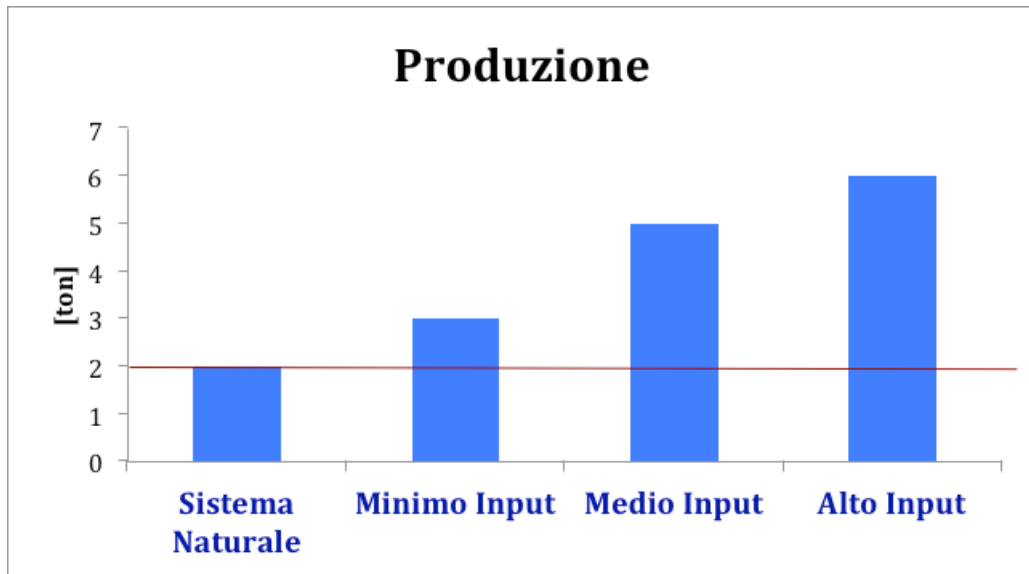
In realtà l'agricoltura, tra tutte le attività umane, è la prima che è intervenuta su questi equilibri, concentrando la stessa specie su una determinata area, incrementando la velocità di crescita delle piante, la loro produttività e resistenza agli agenti esterni, o modificandone la stagionalità. Di fatto, i sistemi agricoli rappresentano un intervento dell'uomo sugli equilibri naturali.

Di conseguenza, per definire l'impatto che l'attività agricola svolge è opportuno definire un sistema di riferimento che si avvicini il più possibile al rispetto degli equilibri naturali propri del sistema stesso. Si tratta, in altre parole, di definire un sistema il più possibile vicino a quello naturale, il quale dovrebbe ottenere prodotti utilizzando il minimo possibile degli input²⁹; rispetto a questo si avranno livelli produttivi crescenti in ragione del

²⁹ Un sistema di questo tipo potrebbe essere accostato ad un sistema delle origini, limitandosi cioè alla sola semina ed al successivo raccolto.

maggiore impiego di input (figura 5.4).

Figura 5.4 – Livelli di produzione in relazione a diversi livelli di input



Fonte: Passeri *et al.*, 2013

E' così possibile stabilire, sulla base del livello produttivo ottenuto, quanto un sistema di produzione sia stato alterato dall'intervento antropico funzionale all'attività agricola ed esprimere tale alterazione in termini di incremento di impronta ecologica ($EF_{overproduction}$) utilizzando la seguente espressione:

$$EF_{overproduction} = \alpha * \left(\frac{P_{farming\ tech\ n}}{Y_w} * EQF \right)$$

dove:

- $P_{farming\ tech\ n}$ è la produzione risultato di una determinata tecnica;
- α è il fattore di proporzionalità che valuta la sovrapproduzione della coltura rispetto a quella ottenibile dalla tecnica a minimo input.

In base a questa modifica della metodologia, il consumo di risorse naturali di un processo produttivo agricolo (EF_p) viene valutata come (Passeri *et al.*, 2013b):

$$EF_p = EF_{farming} + EF_{overproduction}$$

Questa equazione, da un lato, combina il ruolo dell'attività agricola all'interno dei processi e, dall'altro, misura lo squilibrio del sistema di produzione con gli equilibri

naturali, permettendo così di valutare il ruolo che le scelte degli agricoltori giocano in termini di ricetta produttiva.

L'impatto che le attività agricole producono sul pianeta in termini ambientali possono essere osservati e valutati sia in termini globali, sia sulle aree su cui insistono. Questo significa che attraverso un approccio per processi è possibile definire l'impatto di un'attività agricola che si svolge su una specifica estensione di territorio. In altri termini, per ciascuna tecnica di produzione è possibile stimare sia in funzione della coltura, che in funzione delle caratteristiche climatiche, l'impatto che l'attività agricola svolge per unità di superficie.

Le aree su cui si svolgono i processi di produzione agricola, però, in virtù delle loro caratteristiche pedoclimatiche e vocazionali, producono anche una quota di servizi ambientali, fortemente legati alla natura stessa delle colture. Per misurare questa capacità produttiva si utilizza l'indicatore della Biocapacità nella sua formulazione classica, che permette, per ciascuna tipologia di suolo su cui insistono le attività, di valutare la fornitura di servizi ecologici in termini di ettari globali.

La differenza tra Biocapacità prodotta dai suoli agricoli su cui insistono le colture e Impronta Ecologica, legata invece alle scelte degli agricoltori e al sovra-sfruttamento degli equilibri naturali, permette la valutazione delle *performance* ambientali dei processi di produzione agricola e la definizione di un Bilancio Ecologico. Entrambi gli indicatori sono calcolati in termini di ettari globali, cosa che permette con una semplice somma algebrica di valutare il consumo o la produzione netti di risorse ambientali conseguenti a un certo processo agricolo.

Tale Bilancio Ecologico consente quindi di verificare la sussistenza di una condizione di sostenibilità o insostenibilità riguardo alla tecnica produttiva di una coltura, rispetto ai servizi ambientali che la stessa coltura è in grado di generare, con un risultato che tiene conto della vocazionalità territoriale, delle condizioni climatiche, delle scelte operate dagli agricoltori sugli input utilizzati e della risposta del sistema in termini di produttività.

Tale modifica alla metodologia standard, elaborata e pubblicata in collaborazione con il GFN (Passeri *et al.*, 2013b) è stata verificata attraverso alcune rilevazioni dirette condotte in tre aziende agricole della Provincia di Grosseto (Passeri *et al.*, 2012).

5.2.3 Struttura del modello

Al fine di valutare l'impatto ambientale di un'azienda agricola in una prospettiva di bilancio fra domanda di risorse e offerta di servizi ecologici è stato sviluppato un modello che tiene conto della variante metodologica dell'EF presentata nel precedente paragrafo attraverso una puntuale ricostruzione della scheda tecnica dei processi produttivi (Bruni e Franco, 2003).

Tale modello, denominato *Eco Farm Model*, è strutturato secondo lo schema mostrato in figura 5.5, che evidenzia come le attività produttive contribuiscano a determinare l'EF complessiva dell'azienda, mentre le superfici non produttive generino dei servizi ambientali valutati in termini di BC. Fanno eccezione solo le coltivazioni che, come si è appena chiarito, operano allo stesso tempo un consumo e una produzione di risorse.

Le attività produttive sono state distinte in caratteristiche, extra-caratteristiche e di gestione aziendale.

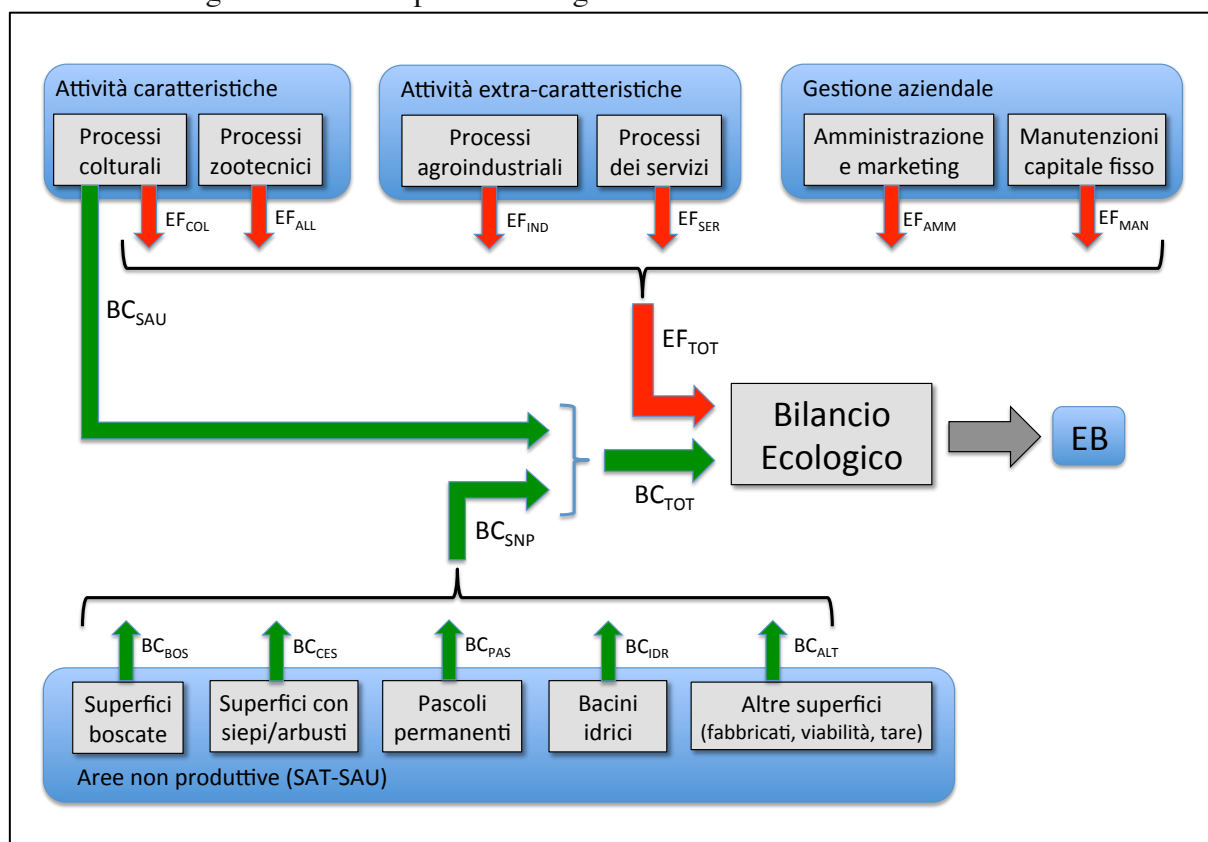
Per caratteristiche s'intendono tutte quelle attività che riguardano in senso stretto la gestione del fondo a fini produttivi e che sono, quindi, riconducibili al settore primario; rientrano quindi all'interno di questa categoria i processi di coltivazione e zootecnici.

Nella gestione extra-caratteristica rientrano, invece, tutte quelle attività che sfruttano mezzi e strutture dell'azienda per fini differenti dalla produzione primaria in senso stretto. Rientrano in questa categoria tutti i processi agroindustriali che trasformano le materie prime agricole o l'utilizzo delle strutture interne all'azienda finalizzato all'offerta di servizi, quali ad esempio la ricettività turistica e la vendita dei prodotti.

Nella gestione aziendale sono invece inseriti i servizi interni, che fanno capo alla manutenzione del fondo o al funzionamento amministrativo e commerciale dell'impresa.

La componenti non produttive sono quelle porzioni della superficie aziendale che non entrano all'interno dei processi di produzione agricola e non vengono utilizzati all'interno delle attività extra-caratteristiche, ma che fanno parte a pieno titolo della struttura aziendale (siepi, pascoli, boschi, bacini idrici, edifici non utilizzati).

Figura 5.5 – Esempificazione grafica del modello Eco Farm Model



Facendo riferimento allo schema di figura 5.5, le frecce verdi indicano la possibilità di produzione di servizi ambientali (BC) che, come si è detto, è propria delle colture agricole e di tutte le superfici ecologicamente produttive presenti nei confini aziendali; le frecce rosse indicano invece i consumi di risorse ambientali (EF) ascrivibili alle singole attività che si svolgono all'interno dell'impresa. La differenza fra BC e EF definisce il Bilancio Ecologico (*Ecological Balance* - EB) che esprime l'indicatore sintetico di impatto ambientale dell'azienda.

Per le ragioni illustrate nelle pagine precedenti, la parte più complessa del modello è senza dubbio quella relativa ai processi di produzione agricola. La figura 5.6 illustra in forma schematica il procedimento attraverso il quale si perviene al calcolo di EF e BC per ciascuno dei processi che fanno parte dell'ordinamento colturale. In figura 5.7 è riportato invece lo schema che descrive le modalità di valutazione di EF per le singole attività zootecniche.

Figura 5.6 – Schema di valutazione di EF e BC per un processo culturale

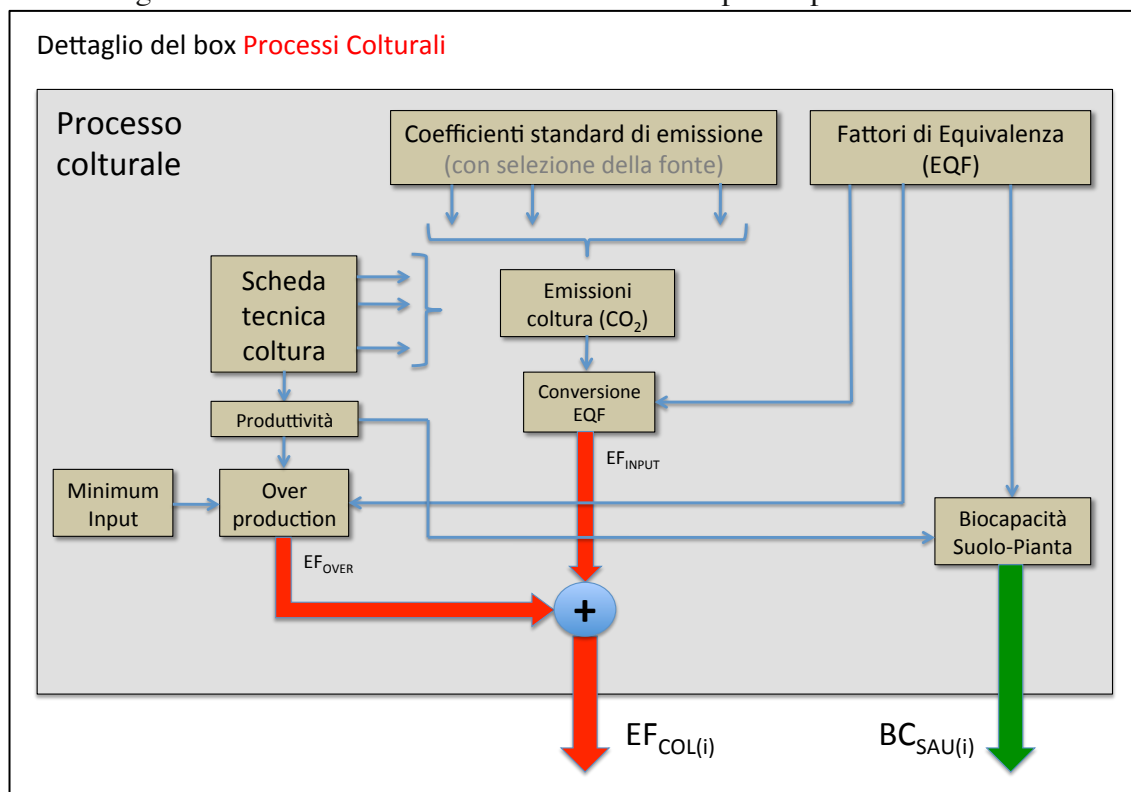
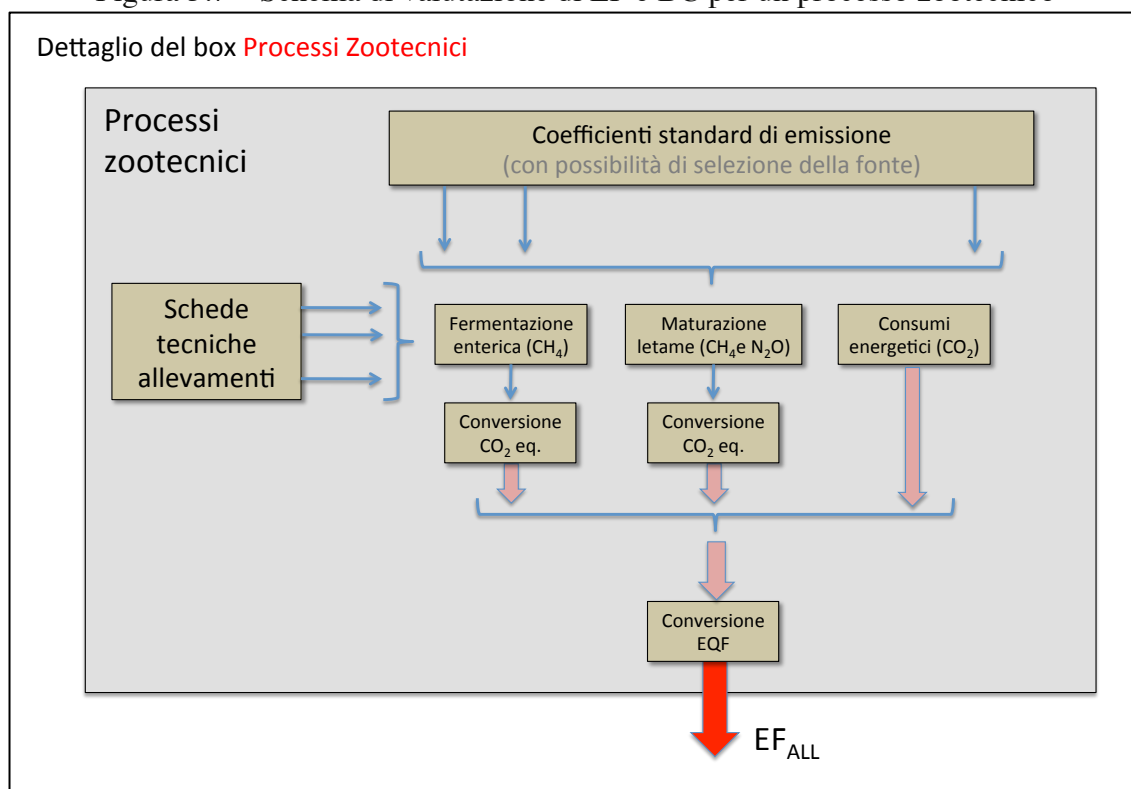


Figura 5.7 – Schema di valutazione di EF e BC per un processo zootecnico



5.3 L'IMPLEMENTAZIONE DEI MODELLI DI CALCOLO

I due modelli presentati nelle pagine precedenti, finalizzati alla valutazione di un indice sintetico descrittivo delle *performance* ambientali dell'azienda agricola, sono stati implementati attraverso lo sviluppo di un software sviluppato in ambiente *Microsoft Excel*.

Senza entrare nel merito della struttura informatica del modello, che prevede diversi *file* e, all'interno di questi, numerosi fogli di lavoro con i relativi collegamenti, è importante sottolineare che l'organizzazione logica del *software* segue, in linea di massima, la configurazione proposta nello schema di 5.5. Ciò avviene non solo per il modello relativo alla valutazione del bilancio ambientale basato sulla metodologia dell'impronta ecologica, ma anche per il modello che valuta l'indicatore di impatto ambientale dell'azienda come saldo dei flussi di assorbimento e di emissione dei GHG.

Partendo dalla valutazione ambientale delle attività colturali, questa è basata sull'inserimento di una scheda tecnica di processo che tiene conto degli eventi legati alla conduzione di una determinata coltura, distinguendo tra fattori in input e prodotti in output, ed è articolata in diverse sezioni (Bruni e Franco, 2003):

1. Meccanizzazione, in cui sono riportati tutti i dati delle operazioni colturali e ne vengono valutati sia i costi che gli impieghi di fattori che determinano un impatto ambientale, in particolare il consumo di carburante e di energia elettrica (in particolare per gli impianti di irrigazione);
2. Materie prime, in cui sono dettagliati gli input di processo utilizzati (fertilizzanti, fitofarmaci, altri materiali) e i relativi costi; per i fertilizzanti, in particolare, vengono distinti quelli organici da quelli chimici e, per questi ultimi, il titolo in N, P e K dato che questi elementi sono determinanti nel calcolo di emissioni e, conseguentemente, impatti;
3. Fabbisogno di lavoro; in cui è riportata la necessità della manodopera nei diversi periodi dell'anno suddivisa per qualifica con le differenti tariffe (trattorista, operaio specializzato, operaio comune);
4. Risultati economici; in cui viene valutato il reddito lordo unitario del processo come differenza fra le diverse voci di ricavo (prodotti, sottoprodotti, integrazioni) e i costi dei fattori produttivi a logorio totale;
5. Emissioni di CO₂; in cui viene valutato l'ammontare delle emissioni, espresse in CO₂ equivalente, applicando alle quantità delle diverse materie prime utilizzate i relativi

coefficienti di emissione standard;

6. *Ecological Balance*; in cui viene confrontato il consumo di risorse del processo produttivo, espresso in *global hectares* di EF e calcolato applicando la metodologia illustrata nel paragrafo precedente, con la produzione di servizi ecologici originata dal processo stesso ed espressa dalla biocapacità BC;
7. Sommario; in cui sono riportati i dati sintetici dei risultati economici e ambientali del processo (figura 5.8); nel caso di colture arboree e poliennali viene anche valutato l'assorbimento di CO₂ che, comparato con le emissioni, consente di determinare il flusso netto di GHG del processo.

Figura 5.8 – Riepilogo dei risultati economici e ambientali di un processo culturale

CROP DATA	
Number	Crop_25
Category	Arboree
Name	Pesco
Perennial	Yes
Yield (tons/ha)	18,000
Min. input yield (tons/ha)	14,000

ECONOMIC RESULTS	
Value of production	12.960,00
Subsidies	420,00
Revenues (€)	13.380,00
Mechanization costs	3.454,32
Input costs	2.303,10
Labour costs	561,00
Costs (€)	6.318,42
Gross Margin (€)	7.061,58

CO ₂ BALANCE	
Energy	1,244
Fertilization	0,237
Other inputs	0,002
Emissions (tons)	1,484

Absorptions (tons)	4,222
Balance (tons)	2,739

ECOLOGICAL BALANCE	
EF Inputs	4,850
EF Overproduction	0,977
Ecological Footprint (gha)	5,826

Biocapacity (gha)	4,395
Balance (gha)	-1,431

Per gli allevamenti è stata adottata una formalizzazione meno analitica di quella implementata per le coltivazioni. Per i risultati economici dei diversi allevamenti zootecnici il modello prevede l'inserimento di quantità e prezzi delle diverse tipologie di prodotti e di fattori produttivi coinvolti nel processo.

Per quanto riguarda invece la valutazione degli aspetti ambientali, si è proceduto come illustrato nello schema di figura 5.7. In particolare, per la fermentazione enterica e la gestione delle deiezioni, dei coefficienti standard sono stati applicati al numero e alla tipologia di capi presenti e quindi si è operata la conversione del risultato (espresso rispettivamente CH₄ e N₂O) in termini di CO₂ equivalente; per i consumi energetici, sia di carburante che elettricità, si sono calcolate le emissioni applicando i coefficienti di riferimento alle quantità che esprimono il loro utilizzo.

Le emissioni così calcolate, utili per valutare il bilancio carbonico dell'azienda, vengono quindi convertite in *global hectares*, adottando la metodologia standard dell'impronta ecologica, e opportunamente inserite nel Bilancio Ecologico aziendale.

Aggregando i risultati dell'insieme dei processi produttivi colturali e zootecnici si ottiene la valutazione complessiva, in termini economici e ambientali, della componente agricola (caratteristica) dell'azienda.

Per quanto riguarda le attività extra-caratteristiche, costituite da industrie agrarie e dall'offerta di servizi, la valutazione ambientale tiene conto delle emissioni di CO₂ attribuibili ai fattori utilizzati e, per il consumo di risorse, della conversione di tali emissioni in *gha* ottenuta applicando, anche in questo caso, la metodologia base dell'Impronta Ecologica. A scopo esemplificativo in figura 5.9 viene riportato il prospetto di sintesi relativo al riepilogo dei risultati economici e ambientali di una attività di trasformazione, in particolare una cantina per la produzione del vino da uve aziendali. Bisogna sottolineare che, come rappresentato nello schema generale del modello, tutte le attività extra-caratteristiche risultano generatrici di soli impatti ambientali, siano essi espressi in termini di GHG o di consumo di risorse, dal momento che non è possibile ipotizzare, per queste attività, un contributo alla produzione di servizi ecologici.

Figura 5.9 – Riepilogo dei risultati economici e ambientali di una cantina aziendale

Attività CANTINA	Ricavi	Costi	Reddito
Valori Totali	745.841,98	638.197,25	107.644,73
Totale	745.841,98	638.197,25	107.644,73

Source of emission	U.M.	Quantity	Coeff.	CO2 (t)
Gasoline	litri	100	3,1700	0,317
Electricity	kwh	920.000	0,0005	0,460
CO ₂ Refrigerazione	t CO ₂	5,000	1,0000	5,000
CO ₂ Fermentazioni	t CO ₂	15,300	1,0000	15,300
Energy				21,077

Source of emission	CO2 (t)	YF	EQF	EF
Gasoline	0,317	2,5848	1,260	1,032
Electricity	0,460	2,5848	1,260	1,498
CO ₂ Refrigerazione	5,000	2,5848	1,260	16,284
CO ₂ Fermentazioni	15,300	2,5848	1,260	49,830
Energy	21,077			68,645

Per quanto riguarda, infine, la valutazione dell'impatto delle componenti relative alla gestione aziendale, rappresentate da manutenzioni, amministrazione e marketing, la valutazione è molto semplice, in quanto si tratta semplicemente di valutarne i consumi energetici (combustibili ed elettricità) e applicare ad essi gli opportuni coefficienti.

Sul fronte delle componenti positive della valutazione ambientale, oltre a quelle attribuibili ai processi colturali, il sistema prevede l'inserimento delle diverse tipologie di superfici, così come individuate nello schema di figura 5.5 all'interno del blocco "Aree non produttive". A tali superfici vengono applicati i coefficienti di assorbimento, così come stabiliti nei LULUCF dell'IPCC, e la produzione di servizi ecologici determinata dall'ammontare della BC determinata applicando la metodologia dell'impronta ecologica.

Una volta inseriti tutti i dati, i risultati vengono sintetizzati in un file di riepilogo generale i cui tre fogli contengono il bilancio economico, il flusso netto di GHG e il bilancio ecologico dell'azienda.

Le modalità con cui vengono presentati i risultati del modello, le informazioni aggiuntive calcolate e rese disponibili e le possibilità di utilizzo rispetto agli obiettivi di politica agricola e di valorizzazione privata vengono descritte nei due successivi capitoli nei quali si mostreranno i risultati ottenuti nell'applicazione empirica del modello stesso in un caso di studio.

CAPITOLO 6

APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA A UN CASO DI STUDIO

Al fine di verificare il modello per il calcolo delle *performance* ambientali dell'azienda agraria proposto nel capitolo precedente, si è scelto di operare su di un'azienda dove sono presenti le principali colture agricole (orticole, cereali e arboree), alcuni piccoli allevamenti e anche delle attività connesse all'agricoltura che potessero consentire verificare il modello anche nella sua componente extra-caratteristica.

La scelta è ricaduta sulla Tenuta La Parrina, un'azienda della bassa Maremma Toscana ove vengono coltivate alcune tra le principali colture orticole e frutticole della costa tirrenica, oltre ai cereali, alla vite e all'olivo; all'interno della Tenuta sono inoltre presenti una cantina vinicola, un caseificio, un frantoio oleario, un vivaio, una fattoria didattica e un agriturismo. La complessità stessa dell'azienda, in cui insistono attività di coltivazione, attività di trasformazione e ricezione connesse all'agricoltura hanno permesso di osservare una realtà particolarmente significativa per il test del modello.

Nei prossimi paragrafi, dopo aver descritto la storia, la struttura e le caratteristiche produttive dell'azienda, saranno proposti i risultati di sintesi riguard le *performance* ambientali dell'azienda, valutate secondo le due metodologie illustrate nel capitolo precedente, vale a dire il confronto tra emissioni ed assorbimenti di GHG e il bilancio ecologico. Sarà così osservato un primo risultato del modello rappresentato dai due indici di *performance* ambientale e dalle informazioni di corredo elaborate, con lo scopo di comprendere le principali fonti dell'impatto sull'ecosistema da parte dell'azienda e le conseguenti possibilità di intervento sul sistema produttivo analizzato.

6.1 La Tenuta La Parrina

6.1.1 Storia³⁰

Nata nel 1830 per volere di Michele Giuntini, banchiere fiorentino, La Parrina oggi è

³⁰ La storia della tenuta è stata ricostruita tramite colloqui con la proprietà e i dipendenti dell'azienda durante il lungo periodo di raccolta dati sul campo. Per maggiori dettagli si veda il sito www.parrina.it

guidata dalla Dott.ssa Franca Spinola che, con profonda passione, applica da anni una cultura di tradizione e di valorizzazione di quest'area.

La Parrina è l'unica azienda agricola privata superstite fra quelle che cominciarono il processo di innovazione agli inizi del secolo scorso. Nei primi anni del secolo scorso, fino agli anni '20, la Maremma grossetana conobbe un processo di trasformazione agraria che colmò il divario, in termini di produttività, che la separava da altri territori della Toscana.

Questa trasformazione fu operata nelle grandi proprietà e toccò territori non limitrofi tra loro, come il grossetano, le colline del FIORA, Albegna e, caso isolato nella sua zona, la tenuta della Parrina, nel comune di Orbetello. La tenuta apparteneva ai Giuntini, famiglia nobile di Firenze, di cui è discendente l'attuale proprietaria, la Marchesa Franca Spinola.

La trasformazione della Parrina cominciò nel 1905 ma già nel 1912 nella tenuta di proprietà dei Giuntini si erano riusciti a ricavare 18 poderi a mezzadria, continuando l'opera di bonifica e trasformazione dell'assetto fondiario tipica della tradizione dei Lorena.

Oltre alla tradizione riformista e alle iniziative politico-economiche per la bonifica e le comunicazioni, cui era seguito il disimpegno dello stato unitario, in Maremma era rimasta la cultura dell'innovazione agraria dell'età granducale, sollecitata e diffusa da antiche istituzioni come la Società Agraria e il Comizio Agrario, ispirate dall'Accademia dei Georgofili. Vari elementi favorevoli concorsero, in quel periodo, all'impulso che ricevette l'economia agricola: il bilancio del Ministero passò, fra il 1900 e il 1907, da tredici a ventisette milioni di lire, si diffuse l'uso delle macchine, della concimazione chimica e dei prodotti antifillosserici (utilizzati per la prima volta in Maremma nel 1893), migliorarono le condizioni sanitarie, anche per la diffusione del chinino, che si aggiungeva, per la Maremma, alla diminuzione della mortalità malarica, già registrata a fine secolo. Si ebbe presto un aumento della produzione cerealicola, con l'incremento del prezzo del grano che, dalle ventisei lire al quintale del 1901, passò alle trentadue del 1912.

La vicenda della trasformazione dell'ordinamento produttivo della Parrina, e dei conseguenti mutamenti economici e sociali, è descritta dal Cavalier Giovanni Benucci, il tecnico che la realizzò e che diresse la tenuta fin dal 1905. Quando la proprietà decise la modernizzazione della tenuta, era in atto un esperimento di mezzadria, limitato nella superficie (60 ettari) e modesto per reali capacità innovative: la coltivazione cerealicola era condotta direttamente con gli avventizi che abitavano, insieme alle loro famiglie, nei fabbricati poco adeguati dell'azienda. Il resto del terreno coltivabile della tenuta (in tutto

1.740 ettari, di cui 300 in collina) era condotto a grano e avena, con l'avvicendamento tradizionale del riposo con prati naturali e a pascolo di bestiame brado. Per le terre date a seminare ai "comparaioli", il sistema del terratico era sostituito da quello "a terzaia".

Il programma di Giovanni Benucci, tecnico dell'area fiorentina scelto dalla famiglia Giuntini, prevede la bonifica agraria di 700 ettari di incolto, sul quale si incentravano in quegli anni le richieste di terra delle varie parti sociali. Grazie alla bonifica idraulica, nel 1925, la tenuta arrivò a costruire una rete di 153 chilometri di fossi e collettori, assieme a 141 chilometri di strade interne. Infine, la fase di colonizzazione riguardò una prima organizzazione poderale di 15 mezzadrie, con altrettante case coloniche, la cui costruzione fu preceduta da quella delle fabbriche padronali, dell'amministrazione e dei "quartieri" per gli operai. Queste ultime e le case coloniche sostituivano le vecchie capanne: delle une e delle altre si conserva oggi un'interessante documentazione fotografica presso l'azienda.

L'amministrazione della tenuta aveva incentrato il proprio sforzo economico sui poderi, lasciando a se stessa pochi settori a conduzione diretta. Questi sono stati via via trasformati in iniziative moderne come una "vaccheria", che inviava il latte a Orbetello, con la prospettiva di produrre burro e formaggio (cosa che si realizzò nel 1926).

Già prima della grande guerra furono costruiti altri poderi e i terreni non ancora trasformati in colonie furono destinati a colture frumentarie. Nel 1926 la tenuta raggiunse una popolazione di 460 addetti, di cui solo 140 avventizi.

I primi anni della trasformazione agraria della Parrina, quelli in cui la tenuta non poté disporre dei benefici statali, estesi alla Maremma solo nel 1911, né, successivamente, del supporto di associazioni come il "Consorzio della Bonifica grossetana", furono certamente i più ardui, ma anche quelli più innovativi. Le scelte strategiche e lungimiranti dell'amministrazione della tenuta, ovvero dar vita ad unità poderali consistenti come aziende autonome, sono alla base della fortuna che hanno fatto di questa azienda l'unica superstite fra le maggiori tenute che avviarono il grande movimento di trasformazione agraria ai primi del Novecento.

Alla fine del secolo passato l'azienda è passata da un regime di rotazione biennale, in cui venivano coltivati per la maggior parte tabacco e grano, ad una fortissima differenziazione colturale. Sono state quindi introdotte le colture orticole prodotte su vasta scala, le colture frutticole (pesco e vite), è stata costruita la cantina vitivinicola, sono stati recuperati gli olivi all'interno della macchia a confine con il bosco e ne sono stati piantati degli altri, è stato costruito un frantoio, un caseificio ed un negozio e si è iniziata una

intensa rotazione delle colture.

Infine, negli ultimi anni, dalla ristrutturazione del fabbricato principale della tenuta è stato creato un agriturismo, completo di ristorante, sala di degustazione e piscina esterna.

6.1.2 Processi di produzione

L'azienda, oggi, si estende per oltre 500 ettari e comprende tre colline a ridosso della laguna di Orbetello, ove prospera macchia mediterranea spontanea. Dal punto di vista delle colture si può suddividere in due macro aree: una destinata prevalentemente alla produzione di frutta in regime di agricoltura integrata e una destinata, alla produzione di ortaggi e cereali e condotta in regime di agricoltura biologica.

L'area destinata a frutta, nella parte a ridosso delle colline, è composta da 56 ha di vigneti, 28 ha di pescheti e circa 20 ha di oliveti ed è organizzata in appezzamenti. Quest'area è condotta in regime di "Agriqualità Toscana", un marchio creato dalla Regione Toscana per identificare e promuovere i prodotti agroalimentari realizzati con tecniche di agricoltura integrata³¹. Il resto della superficie è invece condotto in regime di agricoltura biologica (Reg CE 834/07) ed è coltivato prevalentemente a ortaggi e cereali.

La tabella 6.1 riporta la suddivisione della superficie agricola per l'annata agraria 2012. Si può notare come oltre il 50% della SAU sia dedicata alle colture arboree, tra cui sono preponderanti la vite, il pesco e l'olivo. Un buon 40% è invece destinato alle colture orticole e in particolare al pomodoro da industria (34 ha) e all'insalata (20 ha). I restanti 13 ha sono coltivati a seminativi: frumento duro e tenero ed erba medica.

L'azienda, inoltre, possiede alcuni capi di bestiame, soprattutto animali di bassa corte, oltre a un numero limitato di suini, ovini e equini che sono usualmente impiegati durante le visite didattiche e in un percorso passeggiata per gli ospiti (tabella 6.2).

Le superfici produttive ricoprono poco meno del 40% dell'intera superficie aziendale. Infatti, quasi la metà del territorio di proprietà della Tenuta è occupata da un'area a bosco, utilizzata come riserva privata a fini venatori; inoltre, sono presenti altre aree destinate a produzioni specializzate, ma non riconducibili a un processo colturale specifico, come ad esempio il vivaio. Il dettaglio della suddivisione in ettari della superficie aziendale è riportato nella tabella 6.3.

³¹ L'agricoltura integrata è un metodo di produzione che prevede l'adozione di tecniche compatibili con la conservazione dell'ambiente e la sicurezza alimentare attraverso la minimizzazione dell'uso di prodotti chimici di sintesi e il controllo dell'intero processo produttivo.

Tabella 6.1 - Ripartizione della SAU per l'annata 2012

Categoria	Coltura	SAU [ha]
Seminativi	Frumento Duro	7,00
	Frumento Tenero	2,00
	Erba medica	4,00
Orticole	Patata	2,00
	Pomodoro da industria	34,00
	Asparago	1,00
	Melone	5,00
	Anguria	5,00
	Zucchini	2,00
	Zucca	8,00
	Carciofo	0,50
	Cardo	0,50
	Cavolo Broccolo	0,50
	Cavolfiore	0,50
	Cavolo Cappuccio	0,50
	Finocchio	0,50
	Aglione	1,00
	Scalogno	1,00
	Fragola	1,00
	Melanzana	0,50
	Pomodoro da mensa	0,50
	Insalata da cespo	20,00
Arboree	Olivo Bio	0,50
	Olivo	19,00
	Vite - Alta qualità	18,00
	Pesco	28,00
	Albicocco	2,00
	Susino	1,10
	Melo	0,50
	Pero	1,50
	Fico	1,50
	Vite - Media produzione	22,00
	Vite - Quantità	16,00
TOTALE		207,10

Tabella 6.2 - Animali di fattoria presenti al 2012

Categoria	Capi [n]
Ovini – fattrici	10
Suini - scrofe >50 Kg	17
Equini – Bovini	4
Bassa corte	81

Tabella 6.3 – Superficie Tenuta La Parrina

Superfici	Superficie [ha]
Bosco	257,00
Vivaio	5,80
Prati-Pascoli	42,50
Altre aree arborate	7,20
Viabilità, fossi, fabbricati	16,75
<i>Totale altre superfici</i>	<i>329,25</i>
<i>SAU azienda</i>	<i>207,10</i>
Superficie azienda	536,35

6.1.3 Processi di trasformazione e altre attività

L'azienda, oltre alle attività di produzione delle coltivazioni e di gestione degli animali, svolge anche dei processi di trasformazione, utilizzando materie prime aziendali, quali la cantina vitivinicola e il frantoio oleario. Inoltre, esiste un caseificio interno che trasforma il latte proveniente da aziende limitrofe che gestiscono capi aziendali con un contratto di soccida.

Nella cantina vitivinicola si producono oltre 150.000 bottiglie suddivise in 11 tipologie di vino differenti: quattro rossi, quattro bianchi, uno spumante, un vin santo e un moscato. Le tipologie di vino rispecchiano la vocazionalità ambientale dei vigneti e le tradizioni dell'area; vengono, infatti, prodotti dei vini a spiccata impronta territoriale, quali il Parrina Bianco Doc (una piccola DOC che ricade su un'area ristretta che prende il nome dell'azienda stessa) e un'Ansonica Costa dell'Argentario DOC (Ansonica, Insolia in Sicilia, è un vitigno diffuso nell'area dell'Argentario e sull'isola del Giglio) oltre a dei classici vini Toscani quali Vermentino e Sangiovese.

La gamma dei prodotti si arricchisce con i *cru* provenienti da zone specifiche all'interno dell'azienda: un vino bianco indicato per i frutti di mare, il Poggio della Fata, e tre vini rossi di pregio quali Muraccio (Sangiovese, Cabernet Sauvignon, Merlot), Riserva (100% Sangiovese) e Radaia (100% Merlot). Completano la gamma un vin santo della tradizione toscana, con un minimo di 10 anni di invecchiamento, e i due vini a bollicina (un moscato e uno spumante).

I vini Parrina hanno ricevuto negli anni diversi riconoscimenti per la loro qualità, sia

in termini assoluti che per i prezzi contenuti rispetto ai principali concorrenti.

Oltre alla cantina, all'interno dell'azienda è presente un caseificio, dove si utilizza il latte prodotto all'esterno dell'azienda per la produzione di formaggi pecorini, caprini e vaccini. La gamma consta di oltre 40 referenze per una produzione di circa 40 tonnellate di formaggio su base annua. Anche in questo caso sono stati ricevuti riconoscimenti su alcuni prodotti, come ad esempio l'erborinato di Pecora "Guttus", vincitore del riconoscimento come miglior formaggio erborinato al mondo del 2012.

Completano la già ampia gamma di prodotti, un olio extravergine di oliva premiato come uno dei migliori oli d'Italia (produzione di circa 8 tonnellate annue) e prodotti basati su materie prime aziendali e realizzati in conto lavorazione, quali pasta, pomodoro e marmellate.

La struttura ricettiva, attiva per matrimoni, ricevimenti, feste e banchetti privati organizzati all'interno delle strutture d'epoca, dispone di 46 posti letto dislocati tra camere, appartamenti e casali in affitto, un ampio ristorante e una sala di degustazione.

Inoltre, nel centro aziendale e in prossimità dell'agriturismo è presente un negozio aziendale, dove si possono acquistare sia i prodotti freschi sia quelli trasformati.

6.2 Il bilancio tra emissioni e assorbimenti

Al fine di verificare le prestazioni ambientali dell'azienda secondo la metodologia *GHG Farm Balance*, vale a dire attraverso un bilancio tra emissioni e assorbimenti di GHG condotto sulla base del primo modello presentato nel capitolo precedente, sono stati rilevati i dati per ciascuna coltura aziendale e sono state ricostruite le schede tecniche dei processi di produzione per la campagna 2012.

I fattori produttivi utilizzati hanno costituito la base di analisi per il calcolo delle emissioni, mentre i dati che si riferiscono alle colture permanenti e alle superfici non produttive sono stati utilizzati per il calcolo degli assorbimenti.

In tabella 6.4 vengono riportati i risultati del bilancio carbonico dei singoli processi colturali.

Come si osserva, le coltivazioni condotte nella Tenuta La Parrina, nel loro insieme, producono delle emissioni che le colture stesse riescono a contenere con un saldo positivo di circa 287 tonnellate di CO₂.

Gli assorbimenti sono generati per la maggior parte dalle colture arboree (pesco, melo, olivo) e dalle colture arbustive (vite) e, in misura minore, dalle colture orticole con impianti pluriennali (asparago).

Tabella 6.4 – Bilancio emissioni/assorbimenti delle colture della Tenuta La Parrina

Categoria	Coltura	SAU [ha]	Emissioni [t CO₂]	Assorbim. [t CO₂]	Bilancio [t CO₂]
Seminativi	Frumento Duro	7,00	3,11	0,00	-3,11
	Frumento Tenero	2,00	0,89	0,00	-0,89
	Erba medica	4,00	1,25	38,60	37,35
Orticole	Patata	2,00	1,31	0,00	-1,31
	Pomodoro da industria	34,00	45,93	0,00	-45,93
	Asparago	1,00	0,77	9,65	8,88
	Melone	5,00	4,20	0,00	-4,20
	Anguria	5,00	4,10	0,00	-4,10
	Zucchini	2,00	1,57	0,00	-1,57
	Zucca	8,00	9,76	0,00	-9,76
	Carciofo	0,50	0,31	4,82	4,51
	Cardo	0,50	0,27	4,82	4,55
	Cavolo Broccolo	0,50	0,40	0,00	-0,40
	Cavolfiore	0,50	0,36	0,00	-0,36
	Cavolo Cappuccio	0,50	0,37	0,00	-0,37
	Finocchio	0,50	0,40	0,00	-0,40
	Aglio	1,00	0,63	0,00	-0,63
	Scalogno	1,00	0,74	0,00	-0,74
	Fragola	1,00	0,77	0,00	-0,77
	Melanzana	0,50	0,38	0,00	-0,38
	Pomodoro da mensa	0,50	0,40	0,00	-0,40
	Insalata da cespo	20,00	32,60	0,00	-32,60
Arboree	Olivo Bio	0,50	0,58	2,11	1,53
	Olivo	19,00	24,00	80,22	56,22
	Vite - Alta qualità	18,00	14,76	76,00	61,24
	Pesco	28,00	41,54	118,22	76,68
	Albicocco	2,00	1,68	8,44	6,77
	Susino	1,10	1,00	4,64	3,65
	Melo	0,50	0,48	2,11	1,63
	Pero	1,50	1,33	6,33	5,01
	Fico	1,50	0,53	6,33	5,80
	Vite - Media produzione	22,00	24,33	92,89	68,55
	Vite - Quantità	16,00	14,92	67,55	52,63
TOTALE		207,10	235,66	522,75	287,08

Per quanto riguarda, invece, gli animali, il risultato, riportato in tabella 6.5, è determinato dalle emissioni riconducibili in parte alla gestione delle deiezioni ed alla fisiologia dei capi e in parte alle cure per mantenimento e alimentazione (movimentazione dei foraggi, pulizia degli spazi) effettuata con macchine operatrici.

Tabella 6.5 – Bilancio emissioni/assorbimenti zootecnia della Tenuta La Parrina

Categoria	Descrizione	Capi [n]	Emissioni [t CO₂]	Assorb. [t CO₂]	Bilancio [t CO₂]
Ovini-Capri	Pecore	10	2,17	0,00	-2,17
Suini	Cinghiali e maiale	17	3,82	0,00	-3,82
Equini e Bovini	Cavalli, Asini, Bovini	4	2,20	0,00	-2,20
Avicoli-Conigli	Bassa Corte	81	0,77	0,00	-0,77
TOTALE			8,96	0,00	-8,96

Se si osserva nel dettaglio la composizione delle emissioni dei processi agricoli (coltivazioni e zootecnia) si osserva che questi sono determinati prevalentemente dalla componente energia, intesa come utilizzo del gasolio, che pesa per oltre l'88% delle emissioni, mentre fertilizzanti e animali hanno un peso relativo piuttosto modesto (tabella 6.6).

Tabella 6.6 – Fonti emissive dei processi colturali

Fonti Emissive	Emissioni [t CO₂]
Animali	8,19
Energia	217,49
Fertilizzanti	18,70
Altri input	0,25
TOTALE	244,62

Oltre ai processi colturali, all'interno del sistema aziendale sono presenti altre fonti di assorbimento di gas serra, riconducibili a superfici non produttive, quali il bosco, il vivaio e altre coltivazioni perenni (tabella 6.7).

Nell'analisi del risultato è indiscutibile il fortissimo contributo che le superfici a bosco ricoprono, sia per la superficie interessata (257 ha), sia per la capacità di assorbimento che rappresenta l'80% del totale.

Tabella 6.7 – Assorbimenti altre superfici

Altre superfici	Superficie [ha]	Assorbimenti unitari [t CO₂/ha]	Assorbimenti totali [t CO₂]
Coltivazioni perenni	42,50	9,65	410,08
Altre Arboree	7,20	4,22	30,40
Pascoli boscati ³²	5,80	3,57	20,70
Bosco	257,00	7,29	1.874,72
TOTALE	312,50		2.335,90

Per quanto concerne le attività extra-caratteristiche (industrie agrarie e servizi) e le altre funzioni di gestione aziendale (manutenzioni e amministrazione), queste sono da considerarsi come sole fonti di emissioni, la cui entità è riportata in tabella 6.8.

Tabella 6.8 - Emissioni di attività extra-caratteristiche e di gestione della Tenuta La Parrina

Industrie	Emissioni [t CO₂]
Cantina	21,08
Frantoio	3,20
Caseificio	19,32
Totali	43,60

Servizi	Emissioni [t CO₂]
Negozi	0,15
Ospitalità	48,20
Vivaio	0,05
Totali	48,40

Gestione	Emissioni [t CO₂]
Manutenzioni	5,71
Amministrazione	0,17
Totali	5,88

All'interno dell'attività delle industrie agrarie è opportuno sottolineare che la sola fermentazione alcolica, stimata con un apposito software (Wine Institute, 2010) integrato all'interno del modello *Eco Farm Model*, genera oltre 15,3 tonnellate di CO₂.

³² All'interno della voce pascoli boscati ricade l'attività del vivaio, che alleva alberature ornamentali ad alto fusto e piante secche per giardini mediterranei.

Per quanto riguarda invece il risultato abbastanza consistente del comparto ricettivo, esso è da attribuire all'utilizzo di energia per il riscaldamento e l'illuminazione.

Se si considera, quindi, la tenuta nel suo insieme si ottiene il quadro generale dei flussi di emissioni e di assorbimenti riportato in tabella 6.9.

Per quanto riguarda le emissioni, si osserva che oltre il 68% del totale è attribuibile all'esercizio dell'attività agricola in senso stretto, mentre le industrie e i servizi ricettivi pesano per il 12% ed il 14% rispettivamente. Sul fronte degli assorbimenti la parte largamente preponderante, pari all'81%, è da attribuirsi alla presenza di superfici non agricole, soprattutto, come abbiamo visto, le ampie superfici a bosco.

Tabella 6.9 – Emissioni e assorbimenti totali Tenuta La Parrina

Emissioni [t CO₂]		Assorbimenti [t CO₂]	
Colture	235,66	Colture	522,75
Allevamenti	8,96	Altre superfici	2.335,90
Industrie	43,60		
Servizi	48,40		
Gestione	5,88		
Totali	342,51	Totali	2.858,64

Il bilancio è, pertanto, abbondantemente in surplus con 2.516 ton di CO₂ di assorbimento netto per la sola campagna 2012. Tale risultato è da attribuirsi alla struttura e alla conformazione dell'azienda che contiene la totalità delle emissioni grazie alla capacità di assorbimento all'interno dei confini aziendali. Appare, inoltre, rilevante evidenziare come, anche nell'ipotesi dell'assenza totale delle superfici non produttive, nonostante la presenza di industrie e servizi, le superfici colturali sarebbero in grado di compensare tutte le emissioni prodotte all'interno dei confini aziendali.

Rimane allora di particolare interesse la valutazione del ruolo delle colture agrarie in un bilancio di emissioni e assorbimenti a livello aziendale. In quest'ottica, infatti, dopo aver determinato con chiarezza dei confini certi entro i quali valutare i flussi di gas climalteranti, diventa fondamentale il contributo all'assorbimento delle colture in risposta alla produzione di emissioni legata all'uso diretto degli input.

6.3 Il bilancio ambientale

Il modello *Eco Farm Model*, partendo dai dati inseriti nel *software* e già utilizzati per il bilancio di emissioni e assorbimenti, è stato utilizzato per valutare le prestazioni ambientali della Tenuta la Parrina per la stessa annata agraria 2012 attraverso lo strumento del bilancio ecologico.

Così come nel caso del modello che valuta i flussi di GHG, le informazioni inserite nelle schede tecniche sono servite per la valutazione del bilancio ecologico di ciascun processo produttivo, il cui risultato è proposto in tabella 6.10.

Tabella 6.10 – Bilancio ambientale dei processi colturali della Tenuta La Parrina

Categoria	Coltura	SAU [ha]	EF [gha]	BC [gha]	EB [gha]
Seminativi	Frumento Duro	7,00	10,18	14,95	4,77
	Frumento Tenero	2,00	2,92	7,48	4,56
	Erba medica	4,00	4,10	4,05	-0,05
Orticole	Patata	2,00	4,31	5,23	0,93
	Pomodoro da industria	34,00	181,46	187,63	6,17
	Asparago	1,00	2,51	2,97	0,45
	Melone	5,00	17,04	16,41	-0,63
	Anguria	5,00	16,12	16,12	0,00
	Zucchini	2,00	5,15	4,49	-0,66
	Zucca	8,00	40,97	54,27	13,30
	Carciofo	0,50	1,03	0,54	-0,49
	Cardo	0,50	0,89	0,32	-0,58
	Cavolo Broccolo	0,50	1,31	2,22	0,91
	Cavolfiore	0,50	1,20	2,66	1,47
	Cavolo Cappuccio	0,50	1,23	1,89	0,66
	Finocchio	0,50	1,29	2,64	1,35
	Aglione	1,00	2,06	0,98	-1,08
	Scalogno	1,00	2,42	1,67	-0,75
	Fragola	1,00	2,52	2,00	-0,53
	Melanzana	0,50	1,26	2,34	1,07
	Pomodoro da mensa	0,50	1,31	1,61	0,30
	Insalata da cespito	20,00	106,68	66,72	-39,96

Tabella 6.10 (segue)

Categoria	Coltura	SAU [ha]	EF [gha]	BC [gha]	EB [gha]
Arboree	Olivo Bio	0,50	1,88	2,97	1,09
	Olivo	19,00	94,43	128,89	34,46
	Vite - Alta qualità	18,00	57,57	39,37	-18,20
	Pesco	28,00	163,14	123,06	-40,08
	Albicocco	2,00	5,49	1,74	-3,75
	Susino	1,10	3,27	4,16	0,89
	Melo	0,50	1,56	1,66	0,10
	Pero	1,50	4,33	2,39	-1,94
	Fico	1,50	1,74	2,00	0,26
	Vite - Media produzione	22,00	102,08	59,22	-42,86
	Vite - Quantità	16,00	75,98	53,83	-22,14
TOTALE		207,10	919,42	818,46	-100,95

In questo caso i dati mostrano come i processi colturali non siano in grado di compensare, attraverso la produzione dei servizi ecologici da parte delle colture, il consumo di risorse che il loro svolgimento richiede. Tale insostenibilità ambientale si verifica per la maggior parte delle colture arboree (vite e pesco) e per le colture industriali in pieno campo quali gli ortaggi. Infatti, le colture a maggiore intensità di input, con le tecniche colturali più intensive, nonostante le elevate rese, e quindi la maggiore bioproduttività, risultano consumatrici di risorse ambientali. Colture meno intensive, quali ad esempio il grano e l'olivo, evidenziano, invece, un contributo a netto di risorse ambientali.

In tabella 6.11 si riportano i dati riguardanti la componente zootecnica, valutati anch'essi con la metodologia del bilancio ambientale. Il risultato è ovviamente in *deficit*, con un consumo di risorse dovuto all'alimentazione e alle cure necessarie per l'ordinaria gestione degli allevamenti.

Tabella 6.11 – Bilancio ambientale della zootecnia della Tenuta La Parrina

Categoria	Descrizione	Capi [n]	EF [gha]	BC [gha]	EB [gha]
Ovini-Capri	Pecore	10	3,94	0,00	-3,94
Suini	Cinghiali e maiali	17	3,78	0,00	-3,78
Equini e Bovini	Cavalli, Asini, Bovini	4	14,32	0,00	-14,32
Avicoli-Conigli	Bassa Corte	81	1,55	0,00	-1,55
TOTALE			23,60	0,00	-23,60

Le superfici non destinate alla produzione sono in grado di mettere a disposizione beni ambientali e, anche in questo caso, dare un contributo significativo che riguarda in particolare la biocapacità prodotta dalle superfici a bosco che si attesta oltre il 90% del totale (tabella 6.12).

Tabella 6.12 – Biocapacità della altre superfici della Tenuta La Parrina

Altre superfici	Superficie [ha]	BC unitaria [gha/ha]	BC totale [gha]
Coltivazioni perenni	42,50	0,87	37,34
Arboree	7,20	2,11	15,24
Pascoli boscati	5,80	0,86	5,10
Bosco	257,00	2,11	544,02
Totali	312,50		601,69

Al contrario, le industrie agrarie rivestono un ruolo di consumatori netti di risorse ambientali e, come si è avuto modo di osservare anche per le emissioni, rimangono molto importanti i consumi da parte dei servizi ricettivi e dell'ospitalità (tabella 6.13).

La ripartizione dell'impronta ecologica generata in azienda tra i diversi comparti è riportata nella tabella 6.14. Si può notare il ruolo preponderante delle colture, che rappresentano oltre il 72% del totale dei consumi ecologici, mentre le industrie si attestano all'11% e i servizi al 12%. Dal lato della produzione di servizi ecologici, questi sono ripartiti in modo abbastanza simile tra superfici produttive e non produttive.

Tabella 6.13 – EF delle attività extra-caratteristiche e di gestione della Tenuta La Parrina

Industrie	EF [gha]
Cantina	68,64
Frantoio	10,44
Caseificio	62,92
Totali	142,01

Servizi	EF [gha]
Negozi	0,49
Ospitalità	156,96
Vivaio	0,18
Totali	157,63

Tabella 6.13 (segue)

Gestione	EF [gha]
Manutenzioni	18,58
Amministrazione	0,57
Totali	19,15

Tabella 6.14 - EF e BC totali della Tenuta La Parrina

EF [gha]		BC [gha]	
Colture	919,42	Colture	818,46
Allevamenti	23,60	Altre superfici	601,69
Industrie	142,01		
Servizi	157,63		
Gestione	19,15		
Totali	1.261,81	Totali	1.420,16

Anche osservando i risultati ottenuti con la metodologia del bilancio ambientale l'azienda risulta in *surplus*, producendo un saldo positivo di 158,35 gha che rappresenta il contributo netto di servizi ecologici che la Tenuta la Parrina mette a disposizione, che compensa e supera il consumo di risorse derivante da tutte le attività colturali, industriali e ricettive svolte all'interno della stessa azienda.

Un risultato come questo dovrebbe far riflettere sul complesso equilibrio che esiste tra consumo e produzione di risorse naturali, che in questo caso risulta in *surplus* grazie alla presenza delle superfici extra-produttive; le attività agricole consumano, infatti, più di quanto non siano in grado di mettere a disposizione e a queste si aggiungono tutte le attività di trasformazione e ospitalità. Pertanto, in assenza delle altre superfici non produttive, i servizi ambientali offerti dalle colture, nonostante la conduzione in regime biologico e integrato e la presenza di importanti superfici investite ad arboree, non sarebbero in grado di rendere sostenibile l'attività complessiva dell'impresa.

6.4 Commento dei risultati

Il calcolo del bilancio ambientale, compiuto sia da un punto di vista dei gas climalteranti, sia rispetto all'utilizzo delle risorse naturali, ha mostrato che l'azienda caso di studio si trova in una situazione di sostenibilità.

Se si esaminano i risultati dei processi colturali ottenuti con le due differenti metodologie di valutazione delle *performance* ambientali, si può riscontrare una profonda differenza: lo stesso ordinamento produttivo che risulta sostenibile secondo un bilancio tra emissioni ed assorbimenti, in realtà non è sostenibile da un punto di vista ambientale. Nello specifico, si nota come il bilancio ambientale non sia contenuto dalla capacità produttiva delle colture, mentre quello tra emissioni e assorbimenti riesce ad esserlo.

La tabella 6.15 propone un confronto tra i risultati delle due metodologie, standardizzato su base ettaro, per determinare il contributo di ciascun processo colturale alla definizione della *performance* ambientale. Secondo la metodologia del bilancio di emissioni e assorbimenti, tutti i processi colturali che riguardano le colture arboree sono sostenuti dai relativi assorbimenti. Nella categoria delle orticole e dei seminativi nessuna coltura riesce, invece, a essere sostenuta dagli assorbimenti, eccezion fatta per cardo, carciofo, asparago ed erba medica. Queste, infatti, a differenza delle altre, ricadono nel novero delle colture cespugliose e foraggere che, secondo lo standard IPCC, hanno una determinata capacità di assorbimento. Questa assunzione metodologica determina che tutte le colture, eccetto le arboree e le ultime elencate, siano insostenibili per definizione in quanto non presentano alcuna capacità di assorbimento.

Questa difformità ha ancor più rilievo se si mettono a confronto i risultati della valutazione della *performance* condotta con il bilancio ambientale; infatti, sembra che con questa metodologia si evidenzino maggiori difformità tra le colture. Nel bilancio ambientale conta molto la tecnica produttiva e pertanto assume un ruolo decisivo il livello di impiego degli input e la pressione sull'ecosistema; ne deriva che la sostenibilità delle colture è, in questo caso, è più legata alle scelte produttive piuttosto che alla tipologie (arboree, poliennali, annuali) delle coltivazioni. A conferma di ciò, sono molto interessanti anche i dati sulle arboree che rivelano una generale insostenibilità ambientale dovuta alle tecniche colturali dei frutteti specializzati (pesco e vite) ed una tecnica sostenibile delle colture più estensive (olivo).

Attraverso la metodologia del bilancio ambientale, quindi, sembra si colgano le differenze tra colture produttrici nette di servizi ambientali e consumatrici di risorse; mentre, se si utilizza un bilancio di emissioni e assorbimenti, queste distinzioni si perdono e si appiattiscono. Questo risultato è dovuto in parte al vizio metodologico sugli assorbimenti ed in parte al ruolo che le differenti tecniche colturali rivestono.

Tabella 6.15 - Confronto fra flussi netti di GHG e EB dei processi colturali

Categoria	Coltura	Flussi GHG [t CO₂]	EB [gha]
Seminativi	Frumento Duro	-0,44	0,68
	Frumento Tenero	-0,45	2,28
	Erba medica	9,34	-0,01
Orticole	Patata	-0,65	0,46
	Pomodoro da industria	-1,35	0,18
	Asparago	8,88	0,45
	Melone	-0,84	-0,13
	Anguria	-0,82	0,00
	Zucchini	-0,79	-0,33
	Zucca	-1,22	1,66
	Carciofo	9,02	-0,98
	Cardo	9,11	-1,15
	Cavolo Broccolo	-0,80	1,81
	Cavolfiore	-0,73	2,94
	Cavolo Cappuccio	-0,75	1,33
	Finocchio	-0,79	2,70
	Aglione	-0,63	-1,08
	Scalogno	-0,74	-0,75
	Fragola	-0,77	-0,53
	Melanzana	-0,77	2,15
	Pomodoro da mensa	-0,80	0,61
	Insalata da cespone	-1,63	-2,00
Arboree	Olivo Bio	3,07	2,17
	Olivo	2,96	1,81
	Vite - Alta qualità	3,40	-1,01
	Pesce	2,74	-1,43
	Albicocco	3,38	-1,87
	Susino	3,31	0,81
	Melo	3,27	0,21
	Pera	3,34	-1,30
	Fico	3,87	0,18
	Vite - Media produzione	3,12	-1,95
	Vite – Quantità	3,29	-1,38

Il risultato del *surplus* di bilancio si realizza in entrambe le metodologie attraverso le aree non produttive ma, mentre nel bilancio carbonico queste raggiungono oltre l'81% delle immobilizzazioni per la presenza del bosco, con la metodologia del bilancio ambientale ricoprono solo il 42% della capacità di generazione di servizi ambientali a livello aziendale. Il diverso valore, in termini assoluti, che queste aree ricoprono, mostra una forte divergenza delle metodologie anche in termini di valutazione delle aree ritenute

non produttive, le quali, in un'ottica agricola, dovrebbero essere marginali.

Per quanto riguarda le altre attività, industrie, servizi e gestione, queste presentano un simile livello di impatto ambientale nelle due differenti metodologie, il che si spiega essenzialmente con il fatto che in entrambi i casi sono i consumi di energia e carburanti, oltre che le emissioni prodotte dalla fermentazione del vino, ad originare il carico ambientale oggetto di valutazione. Nonostante i diversi coefficienti di conversione in emissioni di CO₂ e in EF è comprensibile che, in termini relativi, l'incidenza di queste componenti non risulti significativamente differente.

Il prospetto di tabella 6.16 pone a confronto i risultati di sintesi dei bilanci ambientali, espresso da un indicatore di sostenibilità, calcolati con le due metodologie.

Tabella 6.16 – Gli indicatori di sostenibilità ambientale della Tenuta La Parrina

Metodologia flussi di GHG [t CO₂]		Metodologia Impronta Ecologica [gha]	
Emissioni GHG	342,51	Consumo risorse	1.261,81
Assorbimenti GHG	2.858,64	Servizi ecologici	1.420,16
Indice di sostenibilità	+2.516,14	Indice di sostenibilità	+158,35

Un intervento politico a sostegno delle prestazioni ambientali, che siano esse legate agli assorbimenti o alla fornitura di servizi ecologici, dovrebbe partire da queste valutazioni. Nell'azienda caso di studio è stato verificato che sia il bilancio ambientale, sia il bilancio emissioni/assorbimenti sono in *surplus*. Definire quindi dei requisiti ambientali specifici, legati ai processi colturali o alle imprese, dipende anche dalle prestazioni economiche dei singoli processi e delle imprese.

Per questa ragione nel prossimo capitolo si proverà a valutare il costo legato alla prestazione ambientale sia dei processi, sia dell'impresa in funzione dei dati di bilancio legati alla conduzione dell'anno 2012 per l'azienda caso di studio.

Saranno così prodotte alcune simulazioni per verificare la possibilità di modificare le tecniche colturali in un'ottica di miglioramento delle performance ambientali e di garanzia al reddito degli agricoltori.

CAPITOLO 7

RELAZIONI FRA *PERFORMANCE* ECONOMICHE E AMBIENTALI: IMPLICAZIONI PER GLI INDIRIZZI DI POLITICA AGRICOLA

Al fine di valutare la relazione che esiste tra *performance* ecologiche ed economiche di un'azienda, è necessario incrociare i dati relativi al suo bilancio economico con gli indicatori che descrivono i suoi risultati in termini di impatto ambientale.

In questo capitolo tale analisi congiunta verrà eseguita facendo riferimento all'azienda caso di studio tentando poi, per quanto possibile, una lettura delle indicazioni ottenute in chiave più generale.

Partendo dalla rilevazione delle schede tecniche analitiche dei processi produttivi aziendali sono stati valutati i conti economici di processi colturali e zootecnici. I risultati delle attività agricole, integrati con quelli delle componenti relative alle industrie e ai servizi, con i costi fissi e con le altre voci di ricavo e di costo, hanno consentito di pervenire alla determinazione dell'indicatore del risultato economico dell'azienda espresso dal reddito operativo.

La comparazione economico-ambientale è partita dal confronto fra i livelli reddituali delle singole attività, in particolare quelle di coltivazione, e i rispettivi risultati ambientali per cercare di comprendere i legami che esistono fra le due dimensioni, anche in relazione alle due diverse metodologie di calcolo proposte per la valutazione delle *performance* ambientali dell'azienda.

Sulla base dei risultati di tali valutazioni si costruiranno degli scenari di modifica delle tecniche produttive a maggiore o minore impiego di fattori produttivi per verificarne le implicazioni in termini di variazione dei risultati economici e ambientali. La determinazione dei *trade off* fra le due dimensioni nelle diverse simulazioni proposte fornirà delle indicazioni riguardo al costo dell'abbattimento degli impatti ambientali per diverse coltivazioni.

La conoscenza di tali *trade off* economico-ambientali fornirà lo spunto, nell'ultima parte del capitolo, per avanzare alcune riflessioni sulle possibili implicazioni di politica in un'ottica di *greening* dell'agricoltura e sulle questioni ancora aperte riguardo un possibile uso degli strumenti proposti in ambito di dichiarazioni e certificazioni ambientali per le

imprese da utilizzare per caratterizzare i propri prodotti sul mercato.

7.1 I risultati economici dell'azienda

Le rilevazioni dei dati tecnico-economici condotte all'interno dell'azienda hanno permesso di calcolare i redditi lordi dei singoli processi colturali. Per ciascun processo è stata ricostruita l'entità dei ricavi, costituiti da valore della produzione (PLV) e sussidi, e dei costi variabili, distinti in materie prime, meccanizzazione e lavoro. La tabella 7.1 presenta il dettaglio analitico di tale valutazione.

Da notare che per quelle colture che realizzano prodotti che rappresentano la materia prima per processi di trasformazione interna o di conto-lavorazione, il reddito lordo è da considerarsi pari esclusivamente all'eventuale contributo pubblico legato alla specifica coltura (biologico o Agriqualità Toscana) sommato alla vendita di sottoprodotti del processo. Per questi casi si è stabilito che i processi di lavorazione acquistino le materie prime a costo di produzione e che, pertanto, i ricavi legati a queste colture si realizzino esclusivamente nei settori dell'industria e dei servizi.

I processi zootecnici, mantenuti essenzialmente a fini ricreativi ed estetici, non generano ricavi, né sono sostenuti da contributi pubblici, per queste ragioni sono esclusivamente fonte di costo, il cui dettaglio è riportato in tabella 7.2.

L'integrazione dei risultati in termini di reddito lordo dei differenti comparti della produzione agricola è riassunto nel prospetto di tabella 7.3.

In tale schema, oltre al riepilogo del reddito della gestione caratteristica, sono riportati i risultati, anch'essi espressi in termini di reddito lordo, della componente produttiva extra-caratteristica relativa alle industrie, ai servizi e alle altre attività che si svolgono all'interno dell'impresa. I risultati delle industrie derivano dai costi sostenuti per la realizzazione dei prodotti trasformati sottratti dalle vendite operate sui mercati italiani ed esteri. I risultati legati al settore dei servizi derivano in primo luogo dal negozio aziendale, ovvero dalle vendite dei prodotti, ai quali sono sottratti i costi relativi all'acquisto dei prodotti interni (acquistati a costo di produzione) ed esterni, ed in secondo luogo dall'ospitalità, dove ai ricavi del ristorante, della sala degustazione e della struttura ricettiva sono stati sottratti i costi variabili di gestione.

Tabella 7.1 – Risultati economici dei processi colturali

Categoria	Nome	SAU [ha]	PLV [€/]	Sussidi [€/]	Ricavi [€/]	Meccan. [€/]	Mat. prime [€/]	Lavoro [€/]	Costi [€/]	RL [€/]
Seminativi	Frumento Duro	7,00	6.188,00	1.050,00	7.238,00	3.067,94	805,00	1.470,00	5.342,94	1.895,06
	Frumento Tenero	2,00	1.822,50	300,00	2.122,50	876,55	225,00	420,00	1.521,55	600,95
	Erba medica	4,00	8.000,00	500,00	8.500,00	855,26	1.800,00	1.005,00	3.660,26	4.839,74
Orticole	Patata	2,00	15.000,00	780,00	15.780,00	1.522,61	2.924,00	1.305,00	5.751,61	10.028,39
	Pomodoro da industria	34,00	199.597,00	13.260,00	212.857,00	45.151,65	89.692,00	16.575,00	151.418,65	61.438,35
	Asparago	1,00	4.800,00	390,00	5.190,00	784,18	1.583,00	367,50	2.734,68	2.455,32
	Melone	5,00	33.125,00	1.950,00	35.075,00	6.126,06	12.230,00	2.362,50	20.718,56	14.356,44
	Anguria	5,00	22.500,00	1.950,00	24.450,00	5.462,56	12.920,00	2.287,50	20.670,06	3.779,94
	Zucchini	2,00	19.700,00	780,00	20.480,00	3.761,20	4.128,00	795,00	8.684,20	11.795,80
	Zucca	8,00	84.000,00	3.120,00	87.120,00	15.503,04	8.712,00	3.480,00	27.695,04	59.424,96
	Carciofo	0,50	1.960,00	195,00	2.155,00	545,44	1.541,00	180,00	2.266,44	-111,44
	Cardo	0,50	1.200,00	195,00	1.395,00	506,09	3,99	191,25	701,33	693,67
	Cavolo Broccolo	0,50	5.125,00	195,00	5.320,00	486,44	1.466,00	217,50	2.169,94	3.150,06
	Cavolfiore	0,50	5.550,00	195,00	5.745,00	463,40	1.487,00	191,25	2.141,65	3.603,35
	Cavolo Cappuccio	0,50	5.075,00	195,00	5.270,00	475,85	1.449,50	217,50	2.142,85	3.127,15
	Finocchio	0,50	2.687,50	195,00	2.882,50	687,86	2.196,50	172,50	3.056,86	-174,36
	Aglio	1,00	7.500,00	0,00	7.500,00	793,18	1.822,00	246,75	2.861,93	4.638,07
	Scalogno	1,00	8.000,00	0,00	8.000,00	909,78	1.792,00	257,25	2.959,03	5.040,97
	Fragola	1,00	15.000,00	0,00	15.000,00	1940,63	7.768,00	194,25	9.902,88	5.097,12
	Melanzana	0,50	8.968,75	195,00	9.163,75	469,65	3.059,00	225,00	3.753,65	5.410,10
	Pomodoro da mensa	0,50	8.750,00	195,00	8.945,00	434,91	1.706,50	262,50	2.403,91	6.541,09
	Insalata da cespo	20,00	550.000,00	7.800,00	557.800,00	29.257,76	443.950,00	13.500,00	486.707,76	71.092,24
Arboree	Olivo Bio	0,50	892,50	250,00	1.142,50	704,56	68,00	119,00	891,56	250,94
	Olivo	19,00	57.988,00	3.800,00	61.788,00	26.773,36	26.695,00	4.522,00	57.990,36	3.797,64
	Vite - Alta qualità	18,00	92.231,10	7.200,00	99.431,10	49.585,09	29.327,40	13.311,00	92.223,49	7.207,61
	Pesco	28,00	362.880,00	11.760,00	374.640,00	96.720,99	64.486,80	15.708,00	176.915,79	197.724,21
	Albicocco	2,00	3.200,00	1.400,00	4.600,00	2.504,57	422,00	901,00	3.827,57	772,43
	Susino	1,10	3.300,00	770,00	4.070,00	1.429,55	232,10	589,05	2.250,70	1.819,30
	Melo	0,50	3.750,00	350,00	4.100,00	848,16	153,00	216,75	1.217,91	2.882,09
	Pero	1,50	5.250,00	1.050,00	6.300,00	2.473,54	316,50	548,25	3.338,29	2.961,71
	Fico	1,50	1.500,00	1.050,00	2.550,00	1.286,59	103,50	331,50	1.721,59	828,41
	Vite - Media produzione	22,00	121.528,00	8.800,00	130.328,00	66.405,77	35.844,60	19.261,00	121.511,37	8.816,63
	Vite - Quantità	16,00	80.944,00	6.400,00	87.344,00	40.456,08	26.068,80	14.416,00	80.940,88	6.403,12
TOTALE		207,10	1.748.012,35	76.270,00	1.824.282,35	409.270,32	786.978,19	115.846,80	1.312.095,31	512.187,04

Tabella 7.2 – Risultati economici dei processi zootecnici

Descrizione	Capi [n]	Meccan. [€]	Mat, prime [€]	Lavoro [€]	Costi [€]	RL [€]
Pecore	10	26,73	196,40	730,97	954,10	-954,10
Cinghiali e maiale	17	90,87	667,76	2.485,31	3.243,94	-3.243,94
Cavalli, Asini, Bovini	4	71,27	523,73	1.949,26	2.544,26	-2.544,26
Bassa Corte	81	28,86	212,11	789,45	1.030,43	-1.030,43
TOTALE		217,73	1.600,00	5.955,00	7.772,73	-7.772,73

Tabella 7.3 – Reddito Lordo Tenuta La Parrina

Settore	Attività	Importo [€]
Agricoltura	<i>Colture</i>	512.187,04
	<i>Allevamenti</i>	-7.772,73
	Totale	504.414,31
Industrie	<i>Cantina</i>	107.644,73
	<i>Frantoio</i>	6.938,07
	<i>Caseificio</i>	45.465,00
	Totale	160.047,80
Servizi	<i>Negozi</i>	239.744,96
	<i>Ospitalità</i>	187.000,00
	Totale	426.744,96
Varie	<i>Vivaio</i>	85.000,00
	<i>Altre attività</i>	8.964,00
	Totale	76.036,00
Reddito Lordo		1.167.243,07

Il settore agricoltura contribuisce per il 43,2% al reddito lordo d'impresa, i servizi per il 36,6%, mentre le industrie per il 13,7%. Come in precedenza era stato fatto per le colture soggette a trasformazione, anche per i prodotti rivenduti direttamente le transazioni sono state registrate per un valore pari al costo di realizzazione tra le industrie e il negozio o tra le industrie e i servizi. In questo modo le industrie hanno creato valore aggiunto esclusivamente nella vendita all'esterno dell'azienda, mentre per le vendite interne il valore aggiunto è stato attribuito al negozio o all'agriturismo.

In tabella 7.4 si riporta il dettaglio delle voci necessarie al calcolo del reddito operativo, quindi costi fissi, altri ricavi e altri costi. Il prospetto mostra come proprio la fortissima differenziazione interna abbia creato una quota ammortamenti particolarmente consistente che costituisce oltre il 41% del totale dei costi fissi e come, contestualmente, questa abbia generato la necessità di una struttura amministrativa molto complessa, anche in termini di

costi. Nel prospetto, inoltre, è riportato, sotto la voce “Altri ricavi”, l’ammontare dell’aiuto unico derivante dalla PAC e tutti i costi della gestione sotto la voce “Altri costi”; in questi è riportata anche la voce “Proprietà” in cui sono contenute tutte le spese disposte dalla proprietà, ma non riconducibili ad alcun centro di costo aziendale.

Tabella 7.4 – Costi fissi, altri costi e altri ricavi Tenuta La Parrina

Categoria	Descrizione	Importo [€]
Costi Fissi	<i>Manutenzioni fondo</i>	82.495,00
	<i>Ammortamenti</i>	408.467,15
	<i>Stipendi</i>	285.000,00
	<i>Assicurazioni</i>	37.000,00
	<i>Imposte</i>	160.000,00
	Totale	972.962,15
Altri Ricavi	<i>Aiuto Unico</i>	25.466,21
	<i>Affitti attivi</i>	66.838,00
	Totale	92.304,21
Altri Costi	<i>Amministrazione</i>	72.000,00
	<i>Comunicazione/Marketing</i>	138.466,84
	<i>Consulenze</i>	150.000,00
	<i>Proprietà</i>	33.400,00
	<i>Costi diversi</i>	32.256,00
	Totale	426.122,84

Tabella 7.5 – Calcolo del Reddito Operativo della Tenuta La Parrina

Descrizione	Importo [€]
Reddito Lordo	1.167.243,07
Altri ricavi	92.304,21
Costi fissi	972.962,15
Altri Costi	426.122,84
Reddito operativo	-139.537,71

Il risultato complessivo dell’impresa, espresso in termini di reddito operativo, è mostrato in tabella 7.5. La scelta di utilizzare questo parametro quale indicatore sintetico della *performance* economica, invece che il reddito netto, è riconducibile alla volontà di escludere dalla valutazione la gestione finanziaria che, assumendo una natura molto particolare nella Tenuta la Parrina, avrebbe ulteriormente compromesso il risultato economico e non sarebbe risultata utile ai fini dell’analisi proposta.

7.2 Confronto delle *performance* economiche e ambientali delle colture

I risultati economici dei processi colturali e quelli relativi alle loro *performance* ambientali, valutati attraverso le due diverse metodologie, sono stati messi a confronto per osservare gli eventuali legami tra questi due aspetti; in tabella 7.6 sono riportati i dati, standardizzati su base ettaro, di tutti i processi colturali dell'azienda caso di studio.

Tabella 7.6 – Risultati economici e ambientali delle colture della Tenuta La Parrina

Categoria	Coltura	Reddito Lordo [€/ha]	Bilancio Carbonio [t CO₂/ha]	Bilancio Ambientale [gha/ha]
Seminativi	Frumento Duro	270,72	-0,44	0,68
	Frumento Tenero	300,47	-0,45	2,28
	Erba medica	1.209,94	9,34	-0,01
Orticole	Patata	5.014,20	-0,65	0,46
	Pomodoro da industria	1.807,01	-1,35	0,18
	Asparago	2.455,32	8,88	0,45
	Melone	2.871,29	-0,84	-0,13
	Anguria	755,99	-0,82	0,00
	Zucchini	5.897,90	-0,79	-0,33
	Zucca	7.428,12	-1,22	1,66
	Carciofo	-222,89	9,02	-0,98
	Cardo	1.387,33	9,11	-1,15
	Cavolo Broccolo	6.300,12	-0,80	1,81
	Cavolfiore	7.206,69	-0,73	2,94
	Cavolo Cappuccio	6.254,31	-0,75	1,33
	Finocchio	-348,73	-0,79	2,70
	Aglione	4.638,07	-0,63	-1,08
	Scalogno	5.040,97	-0,74	-0,75
	Fragola	5.097,12	-0,77	-0,53
	Melanzana	10.820,21	-0,77	2,15
	Pomodoro da mensa	13.082,18	-0,80	0,61
	Insalata da cespo	3.554,61	-1,63	-2,00
Arboree	Olivo Bio	501,88	3,07	2,17
	Olivo	199,88	2,96	1,81
	Vite - Alta qualità	400,42	3,40	-1,01
	Pesce	7.061,58	2,74	-1,43
	Albicocco	386,21	3,38	-1,87
	Susino	1.653,91	3,31	0,81
	Melo	5.764,17	3,27	0,21
	Pera	1.974,47	3,34	-1,30
	Fico	552,27	3,87	0,18
	Vite - Media produzione	400,76	3,12	-1,95
	Vite - Quantità	400,20	3,29	-1,38

Allo scopo di cogliere una tendenza generale in tali risultati è stata condotta un'analisi di correzione tra risultati economici e effetti ambientali dei processi. In particolare si è voluto verificare quanto un più elevato livello del reddito lordo fosse legato a una maggiore pressione sulle risorse naturali misurata in termini di impatto netto che, per le due metodologie adottate, corrisponde in un caso alla differenza fra emissioni e assorbimenti di GHG e nell'altro alla differenza fra IE e BC. Queste due misure, dal punto di vista quantitativo, non sono altro che i valori nelle ultime due colonne della tabella 7.6 invertiti di segno. Successivamente si è anche correlato il reddito lordo con il carico ambientale lordo, senza tenere conto delle capacità dei processi agricoli di fornire servizi ecologici, sia in termini di assorbimenti di che di biocapacità.

I risultati di questa analisi di correlazione, riportati in tabella 7.7, evidenziano una situazione senza dubbio interessante. Se si guarda al legame fra risultato economico e impatto ambientale, questo risulta positivo ma di lieve entità, con un valore leggermente superiore nel caso delle emissioni di CO₂ (+0,122) e prossimo a zero per l'EF (+0,045). La situazione, però, si modifica sensibilmente se si guarda alla relazione del reddito con l'impatto netto; in questo caso, infatti, i risultati economici accentuano il loro legame con il bilancio carbonico (+0,439), mentre invertono quello con il bilancio ambientale (-0,215).

Tabella 7.7 – Correlazione dati bilancio carbonico e ambientale con parametri economici

	Impatto ambientale			
	Flussi netti GHG	Bilancio Ambientale	Emissioni CO ₂	Impronta Ecologica
Reddito Lordo	+0,439	-0,215	+0,122	+0,045

Questo comportamento dipende dalla diversa considerazione che le due metodologie riservano alla capacità delle coltivazioni di fornire servizi ambientali; infatti, mentre nel caso degli assorbimenti di carbonio questa capacità è riservata esclusivamente alle colture arboree e poliennali, nell'approccio dell'impronta ecologica tutte le coltivazioni svolgono una funzione ambientale positiva attraverso la fornitura di biocapacità. Considerando che le coltivazioni orticole sono quelle che presentano i redditi lordi più elevati, è facile comprendere l'origine di questo comportamento opposto manifestato dai risultati delle due metodologie di valutazione dell'impatto ambientale.

L'indicazione che se ne trae, e che verrà toccata nelle conclusioni, è che l'esito della valutazione congiunta degli aspetti economici e di impatto ambientale dell'agricoltura è

fortemente legata all'approccio utilizzato per la valutazione di questa seconda dimensione che può portare, a seconda della metodologia adottata, a conclusioni fortemente divergenti. Questi primi risultati hanno fornito lo spunto per effettuare alcune simulazioni e verificare, sulla base dei dati del caso studio, quale fosse la sensibilità delle colture alla variazione della tecnica colturale in termini comparati di risultati economici ed ambientali. Gli scenari ipotizzati per tali simulazioni e i risultati che ne sono derivati vengono presentati nel paragrafo seguente.

Per meglio comprendere il legame tra prestazioni ambientali e risultati economici dei singoli processi sono stati costruiti degli scenari di modifica delle tecniche produttive per alcune colture principali: grano (duro e tenero), pomodoro e pesce.

Il primo scenario ha riguardato una sostanziale diminuzione della produzione, con un decremento degli input ed una corrispondente diminuzione fisiologica delle operazioni colturali; il secondo, invece, un incremento della produzione sostenuto dagli input di processo e dalle lavorazioni.

Per grano duro e tenero si è valutato solo lo scenario del decremento della produzione; dalle analisi effettuate, infatti, è risultato che l'incremento produttivo in termini di valore non giustifica l'aumento dei costi, in particolare a causa dell'elevato costo dei fertilizzanti consentiti in regime di agricoltura biologica.

Le simulazioni per la costruzione degli scenari per grano duro e tenero sono:

- Grano Duro - *Diminuzione*: riduzione interventi di controllo infestanti, decremento operazioni interventi colturali, stessa produttività, riduzione prezzo da 0,34 a 0,28 €/kg;
- Grano Tenero - *Diminuzione*: riduzione interventi di controllo infestanti, decremento operazioni interventi colturali, stessa produttività, riduzione prezzo da 0,285 a 0,25€/kg.

Da notare che per grano duro e tenero il reddito nella condizione base è diverso da quello riportato in tabella 7.6 in quanto, per le finalità dell'analisi, si è ritenuto più opportuno utilizzare i prezzi di mercato (rispettivamente 34 e 28,5 €/ton) invece che fare riferimento a quelli inseriti nel modello (38,20 e 21,75 €/ton) basati sul trasferimento del reddito ai processi di trasformazione e vendita.

Per il pomodoro le simulazioni considerate sono le seguenti:

- Pomodoro - *Diminuzione*: eliminazione diserbo meccanico e zappatura, decremento della produzione da 60 a 52 ton/ha;
- Pomodoro - *Incremento*: aumento interventi fitosanitari da 3 a 5, aumento delle fertilizzazioni, incremento della produzione da 60 a 80 ton/ha.

Mentre, per quanto riguarda il pesco, le ipotesi di modifica della tecnica riguardano:

- Pesco – *Diminuzione*: nessuna fertilizzazione, meno interventi di diradamento, raccolta più contenuta, diminuzione produzione da 18 a 15 ton/ha;
- Pesco – *Incremento*: maggior numero di trattamenti, incremento dosi di fertilizzante, incremento interventi di diradamento, aumento produzione da 18 a 21 ton/ha, decremento del prezzo a causa delle pezzature minori da 0,72 a 0,70 €/kg.

I risultati ottenuti per i diversi scenari sono stati messi a confronto con la tecnica colturale attuale, su base ettaro, in termini di reddito, bilancio carbonico e ambientale. Il quadro completo dei risultati di tali scenari e il relativo calcolo dei *trade-off* economico-ambientali è riportato in tabella 7.8).

Il grano duro ha, in funzione delle condizioni di scenario imposte, una fisiologica variazione del reddito e produce un decremento sia del bilancio ecologico che di quello carbonico. Il dato interessante è il costo relativo alla diminuzione della produzione, legato alla decarbonizzazione o al decremento dell'impatto in termini di impronta ecologica. Un decremento del 10,4% delle emissioni (le colture erbacee non hanno assorbimenti) dovuto al cambio della tecnica colturale ha un effetto di diminuzione sul reddito di circa 45 €/ha. Se invece si osserva la variazione del bilancio ambientale, l'incremento delle prestazioni ambientali risulta del 23%. Un analogo ragionamento è stato condotto anche per il grano tenero i cui risultati sono in linea con quelli del grano duro: ad una diminuzione del reddito lordo di 48 €/ha si associa una diminuzione delle emissioni (10,3%) e un incremento della variazione del bilancio ecologico (+7%).

Per quanto riguarda il pomodoro, invece, le simulazioni hanno prodotto risultati differenti. Lo scenario di “diminuzione” produce un ridimensionamento del reddito lordo di 656 €/ha con un contestuale decremento della variazione del bilancio emissione assorbimenti pari al 6%, ed un incremento di quello ambientale, pari al 39%.

Nello scenario d'incremento il risultato è speculare, con forti variazioni in entrambi i risultati di *performance* ambientale nonché sotto il punto di vista del reddito. L'incremento tuttavia non giustifica neanche in questo caso la spesa per la decarbonizzazione e, inoltre, produce il superamento della soglia di sostenibilità nel bilancio ambientale del pomodoro, il quale passa da un leggera situazione di sostenibilità ad una di insostenibilità. In questo caso il mantenimento dello *status quo* costerebbe meno che invitare le imprese ad un cambio di tecnica colturale.

Tabella 7.8 – Risultati delle simulazioni (*trade-off* economico-ambientali) in relazione agli scenari ipotizzati

	Grano Duro		Grano Tenero		Pomodoro			Pesco		
	Attuale	Diminuz.	Attuale	Diminuz.	Attuale	Diminuz.	Increment.	Attuale	Diminuz.	Increment.
Reddito Lordo [€/ha]	186	141	537	489	1.807	1.151	2.305	7.060	5.907	7.771
Bilancio Carbonio [t CO ₂ /ha]	-0,444	-0,398	-0,445	-0,399	-1,351	-1,274	-1,607	+2,739	+3,285	+2,193
Bilancio ambientale [gha/ha]	+0,680	+0,834	+2,280	+2,430	+0,181	+0,433	-0,661	-1,431	+0,349	-3,213
Variazione Reddito Lordo [€/ha]		-45		-48		-656	+498		-1.153	+711
Variazione Bilancio Carbonio [t CO ₂ /ha]		+0,046		+0,046		+0,077	-0,256		+0,546	-0,546
<i>Trade-off</i> [€/ton CO ₂]		978		1.043		8.519	1.945		2.112	1.302
Variazione Bilancio Ambientale [gha/ha]		+0,154		+0,150		+0,252	-0,842		+1,780	-1,782
<i>Trade-off</i> [€/gha]		292		320		2.603	591		648	399

L'ultima simulazione riguarda il pesco. In questo caso, la coltura partiva da un pieno contenimento delle emissioni prodotte e da un contestuale *deficit* in termini di bilancio ecologico. Si tratta di una situazione interessante, che caratterizza diverse colture arboree, per le quali il processo risulta sostenibile in termini di flussi netti di GHG, ma non sostenibile se valutato in attraverso il bilancio ambientale.

La simulazione relativa alla “diminuzione” ha prodotto un calo di produzione e una conseguente riduzione del reddito lordo di 1.153 €/ha cui è associato un ulteriore miglioramento del bilancio carbonico e il raggiungimento di una condizione di sostenibilità in termini di utilizzo di risorse. Nello scenario dell'incremento produttivo il risultato è speculare in termini di variazione di bilancio ambientale e carbonico, mentre in termini di reddito vi è un incremento di 711 €.

Dall'analisi dei risultati di queste simulazioni emergono degli elementi di interesse, sia riguardo al confronto fra le due metodologie di valutazione dei risultati ambientali, sia rispetto alle indicazioni riguardo al costo dell'abbattimento dell'impatto ambientale.

Per quanto riguarda il primo aspetto, si osserva come nel caso del bilancio di carbonio le colture erbacee (cereali e orticole) scontino il vizio metodologico della loro impossibilità all'assorbimento di carbonio, il che le rende insostenibili per definizione indipendentemente dalla tecnica impiegata. Situazione opposta si verifica per le arboree, per le quali gli assorbimenti di carbonio superano decisamente le emissioni e rendono la coltivazione sostenibile anche in presenza di tecniche che fanno ampio ricorso a mezzi tecnici e a lavorazioni meccaniche.

Diversa è la situazione per la metodologia del bilancio ambientale, nella quale viene considerata la possibilità da parte di tutte le colture di consumare risorse naturali e contestualmente produrre servizi ecologici; questo origina risultati più sensibili alla tecnica colturale, una cui variazione in senso intensivo può portare il processo produttivo da una condizione di sostenibilità a una di insostenibilità (come accade per il pomodoro) o, viceversa, attraverso un minore impiego di input, da una situazione di deficit di risorse a una di surplus (come nel caso del pesco).

Riguardo al secondo aspetto, è interessante osservare la differenza che si registra nei *trade-off* economico-ambientali nelle due situazioni di miglioramento o peggioramento delle prestazioni ambientali; questi, infatti, risultano molto diversi a testimonianza di una differente risposta economica a interventi di risparmio o di maggiore utilizzo di risorse.

Proprio per approfondire il legame che esiste tra prestazioni economiche e ambientali, il

prossimo paragrafo avrà come oggetto il calcolo puntuale del *trade off* economico-ambientale (eseguito con entrambe le metodologie) tra diverse tecniche produttive con specifico alla coltura del pomodoro.

7.3 I *trade off* economico-ambientali nel caso del pomodoro

Per verificare il legame che esiste tra prestazioni economiche e ambientali è stata presa a riferimento una coltura sulla quale sono stati simulati alcuni scenari vincolati a differenti tecniche di produzione. Queste simulazioni hanno permesso di osservare i cambiamenti del reddito lordo del processo produttivo al variare delle prestazioni ambientali (valutate con le due metodologie) e così ottenere alcune indicazioni di sintesi.

La costruzione di ciascuno degli scenari, partendo da un livello produttivo minimo, ha progressivamente modificato la tecnica colturale incrementando le fertilizzazioni e gli interventi fitosanitari per ottenere una produzione sempre maggiore:

- Pomodoro - *Minimo*: nessun diserbo, nessuna zappatura, produzione di 52 ton/ha;
- Pomodoro - *Basso*: diserbo meccanico e zappatura, produzione di 60 ton/ha;
- Pomodoro - *Medio*: due interventi di zappatura, diserbo meccanico, maggiori dosi di fertilizzante, produzione di 70 ton/ha;
- Pomodoro - *Spinto*: 3 interventi fitosanitari, 2 fertilizzazioni, produzione di 80 ton/ha;
- Pomodoro - *Molto Spinto*: 5 interventi fitosanitari, 3 fertilizzazioni, produzione di 95 ton/ha.

Dai risultati (tabella 7.9) si osserva che l'incremento del reddito lordo ad ettaro diminuisce in maniera marginale. Il sostegno della produttività giustifica sempre meno l'immissione di nuovi input all'interno del processo. Contestualmente crescono le emissioni del bilancio carbonico e i consumi di quello ecologico incidendo sempre di più sulla *performance* ambientale del processo.

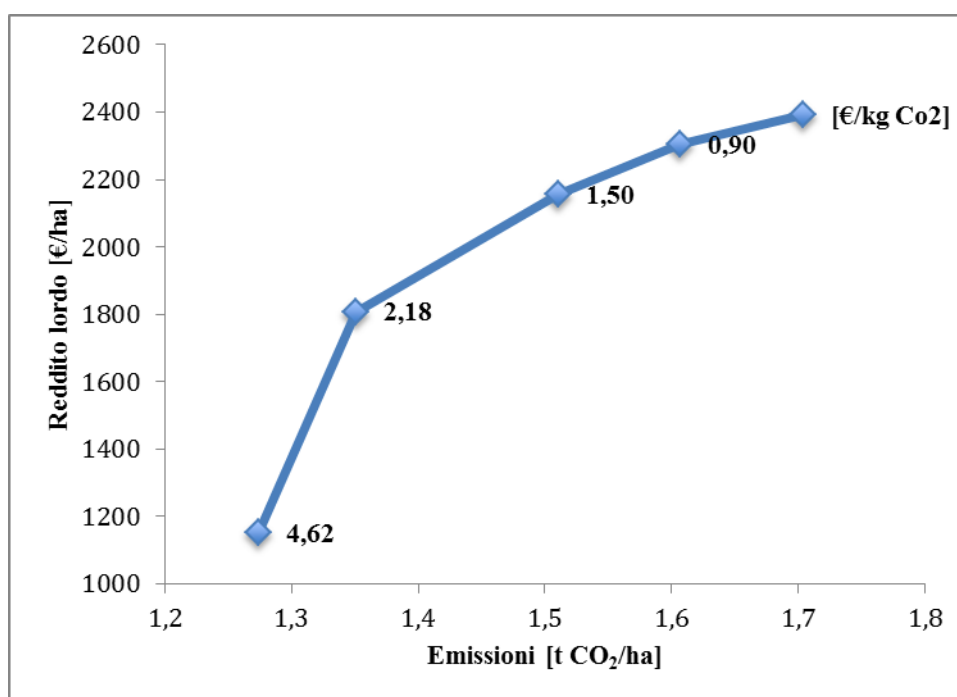
Si osserva inoltre, come rappresentato in figura 7.1, che tanto più spinta è la tecnica di produzione, tanto minore risulta il costo di abbattimento di una tonnellata di CO₂. Nel dettaglio, il dato relativo all'incremento delle emissioni nel passaggio da una tecnica produttiva ad un'altra è stato riportato in €/kg CO₂ per una maggiore comprensione dell'incremento di costo. Questo potrebbe essere associato ad un potenziale valore di decarbonizzazione qualora si scegliesse di sostenere le imprese che modificano le proprie

tecniche verso quelle a minore impatto. Com'è possibile osservare, i primi spostamenti dalle tecniche più spinte verso quelle a minor impatto hanno un costo di abbattimento della CO₂ piuttosto contenuto, mentre più ci sia avvicina al minimo più questi costi per ulteriori *step* di miglioramento costano sempre di più.

Tabella 7.17 – Risultati economico-ambientali degli scenari sul pomodoro

	<i>Minimo</i>	<i>Basso</i>	<i>Medio</i>	<i>Spinto</i>	<i>Molto spinto</i>
Reddito Lordo [€/ha]	1.151	1.807	2.155	2.305	2.392
Bilancio Carbonio [t CO ₂ /ha]	-1,274	-1,351	-1,511	-1,607	-1,704
Bilancio ambientale [gha/ha]	+0,433	+0,181	-0,344	-0,661	-0,979
Variazione Reddito Lordo [€/ha]		656	348	150	87
Variazione Bilancio Carbonio [t CO ₂ /ha]		-0,077	-0,160	-0,096	-0,097
<i>Trade-off</i> [€/ton CO ₂]		8.519	2.175	1.563	897
Variazione Bilancio Ambientale [gha/ha]		-0,252	-0,525	-0,317	-0,318
<i>Trade-off</i> [€/gha]		2.603	663	473	274

Figura 7.1 – Costo di abbattimento della CO₂



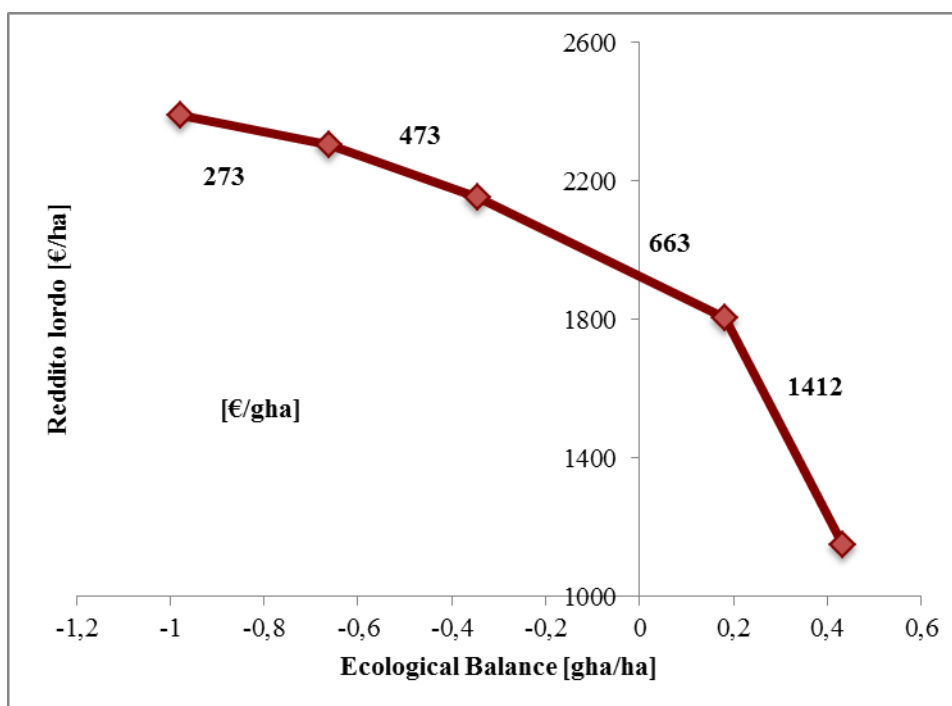
Questi dati forniscono un'idea di massima del valore da associare in termini di emissioni ad una misura politica o ad un *premium price* da ottenere per la prestazione ambientale. Non danno però un quadro chiaro di quale possa essere la soglia o la tecnica migliore da sostenere in fase di programmazione delle politiche.

Qualora si decidesse di stabilire una soglia per le emissioni, bisognerebbe tenere conto di tutte le tecniche produttive associate a tutti i processi colturali. Un'unica soglia di rispetto, anche fosse per un unico processo produttivo, non contestualizzerebbe le variabili ambientali, climatiche e stagionali, e rischierebbe di creare delle distorsioni anche se, consentirebbe comunque di definire un traguardo verso cui tendere.

Questo risultato mostra il limite delle valutazioni delle *performance* ambientali operate con il bilancio del carbonio che, come già sottolineato, non fornisce per le colture erbacee un parametro di riferimento (come ad esempio la capacità di assorbimento) con cui valutare anche i benefici prodotti, ma si limita a valutare un *range* di prestazioni ambientali associato alle tecniche colturali ed il loro eventuale costo di decarbonizzazione.

Sulla base degli stessi dati è anche stato rappresentato graficamente il *trade off* tra prestazioni economiche e performance ambientali valutate con lo strumento del bilancio ambientale basato sulla metodologia dell'impronta ecologica (figura 7.2).

Grafico 7.2 – Costo di miglioramento del Bilancio Ecologico



In questo caso è la metodologia stessa che impone una soglia alla sostenibilità, data dal bilancio tra produzione di beni ambientali e consumo di risorse naturali. Esiste quindi un limite per ciascuna coltura, vincolato alla vocazionalità territoriale, alla tecnica e alla produttività, superato il quale si consumano risorse oltre quelle che si stanno producendo. Questo limite, che nel grafico è rappresentato dallo zero delle ascisse, rappresenta un punto di riferimento di come tecniche colturali differenti si comportano in termini di consumo e produzione di risorse ambientali.

Nello stesso grafico sono riportati i valori economici di sostenibilità associati a ciascun cambio di tecnica colturale. In questo caso per ciascuna tecnica è possibile definire quanto sostegno economico sarebbe necessario garantire per arrivare alla soglia della sostenibilità (e/o mantenerla, evitando le tecniche a maggiore impatto). Anche qui i primi passaggi, quelli dalle tecniche più spinte a quelle meno spinte, sono i meno onerosi, ma a seconda di dove si colloca un'impresa è possibile definire un differente sostegno economico verso una conduzione più sostenibile. Tale risultato potrebbe suggerire una stima del costo di riduzione della pressione ambientale, a seguito dell'adozione di tecniche produttive a basso impatto, e una prima definizione in termini di dimensione economica di un eventuale sostegno ambientale agli agricoltori. Definisce, inoltre, una soglia chiara verso cui tendere ed amministrare le risorse ambientali prodotte dai processi agricoli perché contengano i consumi ambientali del settore.

Questo primo studio fornisce uno spunto di riflessione sugli strumenti di valutazione da adottare per definire sostegno economico agli agricoltori, giustificato dalla riduzione dei redditi legati alla fornitura di servizi ambientali, legati all'utilizzo di tecniche a basso impatto e valutati in relazione al reale contributo in termini di risparmio ambientale.

Mentre nel caso del bilancio carbonico, in fase di definizione degli interventi, sono evidenti le difficoltà nello stabilire una soglia o un comportamento da sostenere, per quanto riguarda il bilancio ambientale la situazione sembra meno ardua.

La metodologia del bilancio ambientale sembrerebbe, pertanto, prestarsi meglio alla definizione di un percorso per la valorizzazione delle *performance* ambientali dei processi di produzione agricola. Questo percorso, vincolato alla tecnica produttiva e alle realtà territoriali ove operano le imprese, fornisce un parametro di riferimento chiaro per la ricerca di un equilibrio tra impatto ambientale e risultato economico dei processi di produzione agricola.

7.4 Valutazioni economico-ambientali a livello d'impresa

Solo dal complesso equilibrio tra i singoli processi colturali e le prestazioni ambientali di tutte le attività è possibile definire un *trade off* a livello aziendale. Un'impresa, infatti, non vivendo esclusivamente dei processi colturali, ma anche di tutto il complesso delle attività che si svolgono al suo interno, dovrebbe essere considerata nella sua interezza. Per questa ragione le imprese dovrebbero essere valutate non solo per le tecniche colturali che adottano, ma anche per le *performance* ambientali delle altre attività che fanno parte dell'impresa stessa.

Da un punto di vista ambientale, quindi, valutare le prestazioni delle imprese significa osservare tutti i processi colturali, cercando di contenere gli impatti delle tecniche e, qualora all'interno dell'impresa trovassero spazio altre attività connesse all'agricoltura, contenere gli impatti anche di quest'ultime. Oltre a questo, l'impresa è formata da una serie di spazi improduttivi che costituiscono un bacino di risorse di natura ambientale che sono parte integrante dell'impresa stessa e che devono essere valutate. In questo caso le valutazioni dei costi di abbattimento di GHG o di raggiungimento di determinati valori di *performance* ambientale a livello d'impresa rappresenterebbero il tentativo di verificare la soglia d'equilibrio tra le attività interne e la capacità di produzione delle risorse all'interno dei confini aziendali.

Proprio in considerazione del fatto che l'impresa deve essere intesa come un organismo, è possibile che processi a reddito negativo ma ad altissimo valore ambientale riescano a contenere gli impatti prodotti dalle attività che trasformano o usufruiscono dei prodotti del processo. Questo equilibrio è ben definito all'interno dell'analisi di bilancio ambientale, che valorizza tutte le attività colturali, zootecniche, industriali e di servizi all'interno dell'impresa.

L'azienda caso studio in questo caso riesce a fornire solo alcune indicazioni di massima che, considerata proprio la sua complessità, rischierebbero di confondere: infatti, è proprio la struttura d'impresa con tutte le sue sfaccettature che sostiene le attività, mentre la sola attività agricola non riesce a compensare i consumi ambientali; solo grazie all'integrazione di tutte le componenti dell'impresa il bilancio ambientale risulta in *surplus*. Specularmente l'azienda, nonostante la sua forte differenziazione, presenta un reddito operativo negativo e quindi una situazione economica di perdita. Quindi, la ricerca di equilibrio tra tutte le

componenti dell'impresa, le *performance* ambientali e quelle economiche potrebbe essere oggetto di una valutazione più articolata e di simulazioni molto complesse che sono al di fuori degli obiettivi di questo studio.

Sulla base di quanto esposto, potrebbero essere proposte delle iniziative che attraverso un riconoscimento di un valore aggiunto del mercato o un sussidio pubblico tutelino il reddito delle imprese per preservare le *performance* ambientale che queste producono. Sembra allora questa una prima risposta alle istanze pubbliche e private che coinvolgono il settore agricolo per le quali questa metodologia può diventare un primo strumento di valutazione.

7.5 Implicazioni a livello pubblico e privato

Le esemplificazioni e i risultati proposti nei precedenti paragrafi mostrano come, all'interno di un'impresa agricola, attraverso un modello basato su una metodologia affidabile e una rilevazione puntuale dei processi produttivi e delle attività, sia possibile giungere ad una valutazione comparativa delle *performance* di natura economica e ambientale.

La valutazione a scala di processo produttivo permette di verificare, per ciascun processo, quale possa essere il livello di soglia della sostenibilità del processo stesso e potrebbe rappresentare un obiettivo specifico a cui tendere. La formalizzazione di un valore economico legato alla riduzione di emissioni o incremento della sostenibilità ambientale potrebbe rappresentare invece il primo *step* per la definizione di un contributo verso le imprese agricole che rispettano i requisiti.

Entrambe le metodologie proposte per la valutazione ambientale permettono di osservare la variazione delle prestazioni in funzione della variazione del reddito e individuare un ottimo prestazionale verso il quale indirizzare le imprese.

La metodologia del bilancio carbonico non determina in modo univoco l'ottimo prestazionale, mentre la metodologia del bilancio ambientale definisce una vera e propria soglia tramite il legame che esiste tra prestazioni economiche e ambientali. Il bilancio carbonico si limita, infatti, a definire degli impatti e ad associare gli assorbimenti ad alcune delle colture che fanno parte del panorama agricolo. Invece, il bilancio ambientale non si limita alla sola valutazione degli impatti, ma prova a sintetizzare con un solo indice il complesso delle relazioni ambientali che esistono tra prelievo di risorse naturali operato dalle attività di produzione e servizi messi a disposizione dai sistemi biologici

(biodiversità, capacità di assorbimento degli scarti e di mettere a disposizione risorse).

Sembra quindi che, in fase di definizione delle prestazioni ambientali da perseguire e sostenere, la metodologia del bilancio ambientale con la valutazione di produzione di servizi e consumo di risorse ambientali si presti meglio e riesca a risolvere il problema di una valutazione uniforme fra le imprese agricole. Questo approccio, allora, può rivelarsi determinante per la definizione di obiettivi associati alle prestazioni ambientali e potrebbe diventare un parametro di riferimento per definire misure specifiche a carattere ambientale. Ma, oltre alle soglie prestazionali dei singoli processi, bisognerebbe osservare anche quelle relative alle imprese, ovvero gli equilibri interni tra processi, attività e reddito. A questo proposito sarebbe possibile stabilire per le imprese dei livelli di soglia o dei requisiti per accedere alle iniziative di politica comunitaria. La definizione della soglia associata al primo pilastro, ad esempio, potrebbe rappresentare lo sforzo da parte delle imprese insostenibili a migliorare di una quota percentuale le proprie prestazioni, includendo tutte le imprese che già si trovano in una condizione di sostenibilità tra le imprese eleggibili all'accesso.

Ciò significherebbe, cioè, che ogni impresa insostenibile sulla base di una valutazione storica potrebbe essere chiamata a un incremento percentuale delle sue prestazioni ambientali per accedere al pagamento unico. Questo permetterebbe, senza uno sforzo di natura economica da parte delle istituzioni, di migliorare le *performance* ambientali di tutte le imprese agricole del sistema europeo, obbligando gli agricoltori a un miglioramento delle tecniche di produzione e della gestione aziendale.

Tale intervento, che si configurerebbe come un intervento in piena sintonia con gli obiettivi del *greening*, determinerebbe la creazione di beni pubblici ambientali, assicurandone la remunerazione agli agricoltori in modo corretto ed equilibrato, ovvero favorendo in maniera generalizzata lo sforzo di contenimento e riduzione della pressione ambientale delle imprese agricole.

Se invece si esaminano i risultati alla luce degli obiettivi del secondo pilastro, si potrebbero definire delle misure specifiche con un contributo prestazionale per il raggiungimento e il superamento della soglia. Questo potrebbe essere fatto a livello di processo produttivo agricolo per zone specifiche in cui esistono delle problematiche legate, ad esempio, alle singole colture oppure, in maniera generale, per favorire lo sviluppo di specifici processi produttivi a livello regionale o nazionale. Le imprese verrebbero quindi retribuite sulla base dei servizi ambientali che riescono a mettere a disposizione della comunità. In questo

modo si potrebbe stabilire un *set* di misure che, a seconda del servizio e della prestazione, potrebbe premiare le imprese virtuose.

Le prime simulazioni proposte sembrano indicare come contributo monetario che le istituzioni europee potrebbero erogare una cifra pari alla perdita del reddito lordo o al costo del mantenimento dello *status quo*, stimolando l'adozione di tecniche migliori o il non abbandono di quelle a basso impatto attualmente adottate, con interventi mirati e selettivi per le diverse situazioni. Questo significa però che le imprese ove insistono attività di servizio e produzione dovrebbero avere una considerazione maggiore nel momento in cui riuscissero a produrre e a mettere a disposizione anche dei servizi ecologici per la comunità perché, nonostante si dedichino ad attività connesse all'attività agricola oltre che alla produzione primaria, ne riescono a contenere gli impatti.

Il raggiungimento di un livello di soglia o di un requisito prestazionale diventerebbe determinante anche nel momento in cui si decidesse di valorizzare queste metodologie da un punto di vista privato. La definizione di una dichiarazione ambientale o uno standard potrebbe andare, infatti, a valorizzare le *performance* ambientali d'impresa. In questo caso le variazioni di reddito associate a una specifica tecnica colturale potrebbero rappresentare le quote d'investimento a cui dovrebbero essere aggiunti eventuali costi di certificazione. Attraverso uno sforzo comunicativo allora, questa stessa valutazione potrebbe trovare spazio anche sul mercato creando per le imprese un vantaggio competitivo.

La definizione di una metodologia con uno standard certo, ripetibile, e facilmente comunicabile come quello del bilancio ambientale diventerebbe allora un'opportunità per le aziende virtuose che intendono investire nelle loro *performance* ambientali. Non va dimenticato a questo riguardo che, indipendentemente da quelle che saranno le effettive definizioni di *greening*, è allo studio la possibilità di accettare all'interno dei requisiti delle misure agro-climatico-ambientali anche i regimi di certificazione ambientale regolati dalle legislazioni nazionali. In questo caso, con un opportuno sforzo da parte delle istituzioni e delle associazioni di categoria, potrebbe essere considerata la possibilità di adottare delle certificazioni che, come accade per il biologico, garantiscano automaticamente l'accesso alle misure agro-ambientali previste dalla nuova politica agricola.

CONCLUSIONI

Il settore agricolo, per sua natura, produce beni controllando dei cicli biologici. Questa peculiarità lo rende un settore particolare che, a differenza di tutti gli altri, nell'esercizio della sua attività gestisce processi produttivi all'interno di limiti disegnati dagli equilibri naturali caratterizzanti lo spazio fisico in cui essi stessi si compiono.

Allo stesso tempo, nella conduzione della sua attività produttiva primaria, gestisce input che condizionano i cicli biologici delle colture e che generano impatti su altri sistemi biologici e fisici, impatti che possono caratterizzarsi sia con accezione negativa che positiva. Durante il loro ciclo fenologico e produttivo le colture sono in grado, infatti, di immobilizzare o utilizzare come input dei flussi di materia che in altri sistemi sono configurati come scarti e che, allo stesso tempo, potrebbero produrre effetti dannosi in altri sistemi biologici.

Per stabilire quale sia il contributo, gli impatti, ma soprattutto il ruolo che il settore agricolo riveste nei confronti dell'ambiente (positivo e negativo) in questo lavoro sono state passate in rassegna alcune tra le principali posizioni sulle quali la comunità scientifica dibatte. In particolare, è stata posta l'attenzione sui principali studi che analizzano l'evolversi dei rischi e delle cause inerenti la tematica del cambiamento climatico. In questa visione la comunità internazionale ha sintetizzato gran parte dell'analisi formulando metodologie in grado di riportare indicatori di sintesi che descrivono gli impatti delle attività antropiche sull'ecosistema attraverso l'analisi della produzione di flussi di gas climalteranti (GHG).

Il novero dei gas climalteranti viene ricondotto alla misura della CO₂ equivalente che si libera a valle dei processi di produzione e che si immobilizza all'interno dei processi. Con questa chiave di lettura la misura degli impatti prodotti viene generalmente valutata in termini di CO₂ emessa, sia a livello di macrosettore che a livello di singolo prodotto.

Il settore agricolo, secondo la metodologia proposta dall'IPCC e avallata all'interno delle regole condivise in seno all'Accordo di Kyoto, definisce l'impatto del settore agricolo considerando le emissioni legate agli animali da allevamento (fermentazione enterica e delle deiezioni) e quelle legate al sistema di gestione agricolo (gestione delle risaie, bruciatura delle stoppie, gestione del suolo).

Come accennato, esistono inoltre delle stime degli impatti in termini di CO₂ anche a livello di singolo prodotto. Queste, che trovano fondamento metodologico nelle cosiddette analisi del ciclo di vita (LCA), misurano tutti gli impatti legati alla produzione di un determinato bene dalla sua costituzione fino al suo smaltimento; tengono in considerazione tutti gli impatti derivanti dai singoli fattori della produzione e degli ingredienti che si trovano all'interno dei confini definiti per l'analisi. Tale metodo è stato adoperato per calcolare gli impatti correlati alla produzione e al consumo di beni provenienti da tutti i settori, ovvero anche per i prodotti del settore agricolo e agroalimentare.

Parallelamente alla stima delle emissioni si sono diffuse numerose posizioni che attribuiscono al mondo agricolo, analogamente a quanto attribuito al settore forestale, anche la capacità di assorbire e immobilizzare CO₂ nei tessuti vegetali e nel sistema pianta-suolo. Queste posizioni sono meno diffuse, sia per la convinzione generalizzata che i flussi immobilizzati dalle strutture vegetali agricole (in particolare per le colture annuali) sono in transito e quindi immobilizzate per brevi periodi, sia perché anche sulla stima degli assorbimenti esistono posizioni divergenti su come valutarli e su cosa valutare (residui colturali, strutture vegetali).

Le metodologie, in questo caso, fanno riferimento agli standard internazionali legati ancora all'IPCC (LULUCF) e stimano il contributo all'assorbimento delle colture agricole, considerando però solo quelle pluriennali, e dei pascoli permanenti. Esistono anche diversi studi che suggeriscono metodologie per la stima delle immobilizzazioni nelle strutture vegetali (piante intere o solo residui colturali) che rimangono però dei tentativi.

Sulla base di questo *background* teorico, nel lavoro si è cercato di definire con maggior dettaglio il ruolo ambientale dell'agricoltura, proponendo riflessioni e metodologie che favoriscano l'attivazione e la valutazione di interventi politici di tipo pubblico e di interventi messi in essere da parte di privati. In modo particolare, considerando le logiche con cui lavorano oggi gli interventi politici in campo agricolo ed ambientale in ambito comunitario, si è cercato di approfondire come il ruolo del settore nella gestione delle risorse naturali possa essere valorizzato e valutato.

Sono stati quindi descritti due interventi emblematici dell'indirizzo della pratica agricola in chiave ambientale, ovvero i requisiti ambientali cogenti (condizionalità) e volontari (misure agroambientali) proposti agli agricoltori europei.

Le valutazioni di merito rispetto all'efficacia, in termini di raggiungimento di *target* specifici, ed efficienza, in termini di ottimizzazione della spesa pubblica, di entrambi gli

strumenti, devono basarsi su metodi affidabili che qualificano gli impatti ambientali delle pratiche agricole per avviare proposte effettivamente percorribili. In questo caso l'unità di riferimento è riconoscibile nell'azienda agricola che è il soggetto che determina con il suo agire gli effettivi livelli d'impatto dei processi agricoli sulle risorse ambientali.

L'imprenditore, oltre che essere coinvolto all'interno del panorama comunitario, si muove sul mercato e la valutazione degli impatti sulle risorse naturali, nel momento in cui consenta di riconoscere l'impresa come virtuosa, può diventare un vantaggio competitivo da spendere. Per questo, l'approccio di valutazione dovrà anche prevedere una sua applicabilità per strategie di tipo privatistico oltre che pubblico.

Come detto, fino a oggi il dibattito sul ruolo del settore agricolo si è concentrato sulle valutazioni a livello di settore e di prodotto, ma, in una logica di intervento politico e di valorizzazione privata, è necessario cambiare punto di vista valutando le implicazioni ambientali dell'attività agricola a livello di azienda.

Considerando quindi la questione ambientale come ambito, allo stesso tempo, di intervento pubblico e di strategie d'impresa, si è osservato come la sfida ambientale e le opportunità di sviluppo a questa correlate siano state tradotte dal settore agricolo in ambito europeo e nazionale. A questo scopo sono stati analizzati i percorsi di riforma della PAC in chiave ambientale e le modalità di definizione di nuovi standard certificativi promossi in ambito d'impresa. Sono stati quindi presi a riferimento i principali strumenti - condizionalità, *greening* e misure agroambientali - con cui ad oggi il settore agricolo europeo cerca di coniugare supporto al reddito degli agricoltori, produttività e obiettivi ambientali. Contestualmente sono stati analizzati i principali sistemi di certificazione ambientale a livello europeo, evidenziandone i limiti e le potenzialità rispetto ad una loro diffusione del settore agricolo e agroalimentare.

E' stata quindi proposta una prima metodologia che, partendo da diversi assunti caratteristici delle principali metodologie di riferimento attualmente adottate a livello di settore (IPCC) e di prodotto (LCA), fosse in grado di valutare il bilancio tra emissioni ed assorbimenti di GHG a livello d'impresa. In questa chiave è stata formalizzata una metodologia che fosse in grado di stimare gli impatti diretti degli input in termini di CO₂ e la potenzialità di stoccaggio e assorbimento delle strutture biologiche che si realizzano all'interno dei confini dell'azienda. Questa metodologia risponde alle esigenze espresse dal sistema politico e istituzionale perché permette di avere un'indicazione sugli impatti delle imprese agricole che, da un lato, sono chiamate ad amministrare porzioni di territorio e,

dall'altro, contribuiscono alle *performance* ambientali di settore.

Tuttavia, un'analisi condotta con questo approccio risente inevitabilmente dei limiti relativi, oltre che alla metodologia stessa, anche al tipo di risultato e alle sue possibilità di interpretazione e di utilizzo. Le tecniche produttive legate a una certa coltivazione, infatti, non possono essere legate esclusivamente ad un conteggio di emissioni ed assorbimenti – questi ultimi, peraltro, non riconosciuti a tutte le colture. L'attività agricola ha altre implicazioni ambientali che con un indice sintetico come il bilancio carbonico difficilmente possono essere considerate. All'agricoltura devono essere riconosciute altre funzioni primarie quali la salvaguardia degli equilibri e dei cicli naturali, la biodiversità e la vocazionalità. Questa metodologia sottostima il peso che le scelte delle attività umane possono avere su porzioni di territorio come quello delle aziende agricole, non solo per la coltivazione che si prende in considerazione, ma anche da un punto di vista evolutivo. Di fatto è possibile che gli effetti delle scelte di un'annata produttiva si perpetuino nel tempo creando conseguenze nella gestione aziendale e colturale, alterando i cicli biologici naturali e esprimendo condizioni favorevoli o sfavorevoli dal punto di vista ambientale.

Se si considera l'impresa agricola per quello che effettivamente è, ne emerge un sistema complesso in cui gli equilibri tra tutti i fattori determinano conseguenze ambientali che vanno ben oltre la capacità descrittiva di un bilancio del carbonio.

Per tutti questi motivi, alla prima metodologia proposta ne è stata affiancata una seconda che, a partire dai consumi di risorse e dalla fornitura di servizi ecologici, sia in grado di valutare gli impatti ambientali dell'attività agricola. Questa è basata sull'indicatore dell'Impronta Ecologica che stima la quantità di terreno ecologicamente necessario per sostenere le attività che si svolgono all'interno di un'area, per poi confrontarla con la produzione di servizi ambientali offerta dell'area stessa.

La concettualizzazione di questi servizi ambientali, al contrario di quanto accade nel calcolo degli assorbimenti – che rappresentano l'analogo contributo “positivo” della prima metodologia –, tiene in considerazione anche la possibilità che altre specie usufruiscano dell'ecosistema e la capacità di assorbimento degli scarti prodotti durante i processi di consumo delle risorse naturali.

Anche in questo caso però, proprio per strutturare l'analisi a livello d'impresa, è stato creato un nuovo approccio agendo sulla formalizzazione stessa della metodologia. Questo cambiamento ha riguardato la stima degli impatti dei processi di produzione agricola che sono stati osservati secondo due componenti distinte dal lato dei loro consumi di risorse:

una attribuibile all'utilizzo diretto degli input e l'altra relativa al sovra-sfruttamento dei cicli biologici causato all'attività agricola. Contemporaneamente è stata valutata la produzione di servizi ambientali generata dagli stessi processi e, tramite un bilancio ecologico fra offerta e domanda di risorse, è stato definito un parametro con cui valutare la sussistenza di una condizione di sostenibilità o insostenibilità della tecnica produttiva di una coltura, rispetto ai servizi ambientali che la stessa coltura è in grado di generare. Tale bilancio, nel valutare l'indicatore di sintesi, tiene conto della vocazionalità territoriale, delle condizioni climatiche, delle scelte operate dagli agricoltori sugli input utilizzati e della risposta del sistema in termini di produttività.

Sulla base delle metodologie proposte sono stati costruiti due modelli in grado di valutare i comportamenti ambientali delle aziende agricole. I modelli, denominati rispettivamente *GHG Farm Balance* e *Eco Farm Model*, attraverso la ricognizione di alcuni dati in input formalizzano un risultato di *performance* ambientale espresso, nel primo caso, come flusso netto di GHG, ottenuto dalla differenza fra assorbimenti ed emissioni e, nel secondo, in termini di produzione o consumo netto di risorse naturali (bilancio ambientale). Entrambe le valutazioni sono basate sulle schede tecniche analitiche di processo che, sulla base dei prezzi di prodotti e fattori produttivi, permettono anche di ricostruire un conto economico per processo produttivo.

Per entrambi i modelli sono stati osservati i limiti derivanti dalla formalizzazione metodologica, che nel caso del bilancio carbonico sono piuttosto accentuati, considerando che non viene riconosciuta alcuna funzione ecologica alle coltivazioni di seminativi e di orticole erbacee e che quindi, nella pratica, è possibile giungere a un bilancio positivo solo in presenza di coltivazioni arboree, superfici boscate, o comunque improduttive dal punto di vista agricolo che svolgono una attività di assorbimento slegata dalla gestione del ciclo delle colture. Il bilancio ambientale sembra rappresentare invece uno strumento più completo, perché risponde alla necessità di una metodologia più affidabile che, sulla linea degli obiettivi di politica agricola comunitaria, riconosce all'agricoltura e alle imprese del settore un ruolo ambientale (sia in termini positivi che negativi) in tutte le attività comprese nell'agire dell'impresa, tramite un meccanismo di un bilancio tra produzione e riduzione d'impatto.

Sulla base di questi presupposti è stata eseguita una prima validazione delle due metodologie, *GHG Farm Balance* e *Eco Farm Model*, su una azienda caso studio. La scelta è caduta sulla Tenuta La Parrina di Albinia (GR), una realtà produttiva che racchiude

una buona parte delle attività che possono essere portate avanti nel settore agricolo. Al suo interno, infatti, oltre a seminativi, colture arboree e orticole, sono presenti le principali industrie agrarie (caseificio, frantoio e cantina) e i servizi legati all'agricoltura, come agriturismo, un negozio di vendita diretta, una riserva di caccia ed un vivaio.

I risultati ottenuti, che hanno mostrato una sostanziale sostenibilità dell'azienda caso di studio per entrambi i modelli, hanno permesso di esaminare più approfonditamente, da un lato, le *performance* ambientali dei singoli processi di produzione e, dall'altro, gli equilibri ambientali dell'azienda nel suo insieme. Infatti, osservando più da vicino i risultati, appare evidente come, in entrambe le metodologie, il contributo delle superfici boscate sia determinante nel compensare gli impatti ambientali negativi esercitati dalle attività aziendali. Tuttavia, mentre nel caso del bilancio carbonico l'attività agricola evidenzia un impatto netto positivo anche senza il contributo di queste superfici, così non è nel bilancio ambientale, dove le emissioni e gli assorbimenti vengono calcolati in modo più complesso, considerando l'impatto che queste attività possono avere sul complesso dell'equilibrio ecosistemico. Di conseguenza, la valutazione della sola componente produttiva dell'azienda fornisce risultati contrastanti, evidenziando tutti i limiti dell'approccio basato sul bilancio carbonico come indicatore delle *performance* ambientali a livello di azienda agricola.

Inoltre, con lo scopo di valutare la relazione che esiste tra *performance* ambientali ed economiche, gli indicatori di sostenibilità dell'azienda caso di studio sono stati incrociati con i suoi risultati economici. A questo proposito, è particolarmente interessante osservare gli scenari economico-ambientali e i relativi *trade-off* che si realizzano quando, per ciascuna delle principali categorie di colture (seminativi, orticole, arboree), si ipotizzano scenari di aumento o riduzione dell'intensività della produzione.

Analizzando queste simulazioni si vede come i vincoli legati alle variazioni delle tecniche colturali abbiano prodotto una modifica di *performance*, sia in termini di CO₂ sia in termini di superficie necessaria per sostenere l'attività (*gha*), cui si associa una variazione del reddito lordo. Queste simulazioni hanno mostrato un differente comportamento delle colture in termini di prestazioni ambientali ed hanno permesso di valutare il costo, in termini di riduzione del reddito, dell'adozione di pratiche agricole più rispettose dell'ambiente.

Per approfondire il legame che esiste tra prestazioni economiche e ambientali è stata presa a riferimento una coltura sulla quale sono stati simulati alcuni scenari vincolati a

differenti tecniche di produzione che ne incrementano progressivamente i risultati economici e gli impatti ambientali. Queste simulazioni hanno permesso di osservare i cambiamenti del reddito lordo del processo al variare delle prestazioni ambientali (valutate con le due metodologie) e così ottenere un *trade-off* tra i due aspetti. I risultati forniscono un'idea dell'eventuale costo di abbattimento degli impatti legato ad una determinata tecnica colturale. Tali risultati, nel caso della valutazione eseguita con il *GHG Farm Balance*, non danno però un quadro chiaro di quale possa essere una soglia di riferimento assoluta per individuare la tecnica da sostenere in fase di programmazione delle politiche; diversa sarebbe la situazione in cui ci si ponesse un obiettivo di abbattimento emissivo relativo, in quanto questo si tradurrebbe in modifiche delle tecniche basate su riduzione dei mezzi tecnici e delle lavorazioni meccaniche.

Nel caso della metodologia del bilancio ambientale, invece, è la metodologia stessa che pone una soglia alla sostenibilità, data dal bilancio tra produzione di beni ambientali e consumo di risorse naturali; definisce un limite per ciascuna coltura, vincolato alla vocazionalità territoriale, alla tecnica ed alla produttività superato il quale si consumano risorse oltre quelle che si stanno producendo.

Sembra allora che la metodologia del bilancio ambientale meglio si presti alla definizione di un percorso per la valorizzazione delle *performance* ambientali dei processi di produzione agricola, sia in chiave di politica agraria, attraverso l'approvazione di misure che aiutino gli agricoltori al raggiungimento e al mantenimento della condizione di sostenibilità, sia in termini privatistici, tramite lo strumento della certificazione delle prestazioni ambientali.

Per quotare le prestazioni ambientali di un'azienda, alla valutazione dei processi colturali deve essere affiancato anche l'analisi di tutto il complesso delle attività che si svolgono all'interno dei confini aziendali. In questo caso il *trade-off* a livello d'impresa rappresenterebbe il tentativo di verificare la soglia d'equilibrio tra attività economica e capacità di produzione delle risorse all'interno dei confini aziendali, ovvero il succedersi di stati di equilibrio per i quali le attività di produzione di risorse o assorbimenti riescono a contenere gli impatti o i consumi. Proprio in considerazione del fatto che l'impresa deve essere intesa come un organismo, è possibile che processi a reddito negativo ma ad altissimo valore ambientale riescano a contenere gli impatti prodotti dalle attività che trasformano o usufruiscono dei prodotti del processo. Questo equilibrio è ben definito all'interno dell'analisi di bilancio ambientale che valorizza tutte le attività colturali,

zootecniche, industriali e di servizio all'interno dell'impresa.

La formalizzazione di un valore economico legato alla riduzione di emissioni o incremento della sostenibilità ambientale potrebbe rappresentare invece il primo *step* per la definizione di un contributo verso le imprese agricole che rispettano i requisiti.

Entrambe le metodologie proposte per la valutazione delle *performance* permettono di osservare le relazioni esistenti tra le variazioni di prestazioni economiche ed ambientali e, attraverso la loro analisi, di individuare un risultato verso il quale indirizzare le imprese. Il raggiungimento di un predeterminato risultato ambientale, nel caso in cui l'azienda fosse in condizioni di eccessivo impatto, o il mantenimento della situazione attuale, qualora le sue *performance* fosse già soddisfacenti, potrebbero rappresentare il requisito stesso per il quale potrebbe essere elargito un contributo. Sarebbe così possibile stabilire dei requisiti, ad esempio espressi da dei livelli di soglia, per far accedere le imprese alle iniziative politiche di natura comunitaria. In fatto di requisiti di accesso alle politiche (condizionalità) una soglia potrebbe essere rappresentata dallo sforzo dell'impresa insostenibile di migliorare di una quota percentuale le proprie prestazioni ambientali: sulla base di una valutazione storica potrebbe essere chiamata ad un incremento percentuale delle sue prestazioni ambientali per accedere al pagamento unico.

Le istituzioni sarebbero chiamate a definire i requisiti prestazionali (ad esempio all'interno del *greening*) e non verrebbero immobilizzate risorse. Sarebbero invece le imprese a doversi adeguare migliorando da un punto di vista ambientale le proprie tecniche di produzione. Questa iniziativa creerebbe beni pubblici e avrebbe un effetto redistributivo delle risorse all'interno del settore.

Gli stessi strumenti potrebbero essere invece utilizzati per stabilire i requisiti di *performance* per i singoli processi di produzione all'interno delle misure agro-climatico-ambientali previste dal secondo pilastro. Le imprese verrebbero retribuite sulla base dei servizi ambientali che riescono a mettere a disposizione della comunità. In questo modo si potrebbe stabilire un set di misure che, a seconda del servizio e della prestazione, potrebbe premiare le imprese virtuose.

Il livello di soglia o il requisito prestazionale diverrebbero determinanti anche nel momento in cui si decidesse di valorizzare le prestazioni ambientali delle aziende, calcolate con queste metodologie, da un punto di vista privato. La definizione di una dichiarazione ambientale o uno standard andrebbe a valorizzare le *performance* ambientali d'impresa e i suoi risultati. La definizione di una metodologia con uno standard certo,

ripetibile, e facilmente comunicabile come quello del bilancio ambientale rappresenterebbe allora un'opportunità per le aziende virtuose che intendono investire nelle proprie *performance* ambientali.

Anche in questo caso, sembrerebbe più opportuno valutare le *performance* ambientali delle imprese agricole non tanto da un punto di vista di emissioni ed assorbimenti, quanto piuttosto attraverso strumenti che, come il bilancio ambientale, forniscono un quadro più completo del livello di sostenibilità ambientale di un'azienda.

Le possibilità di sviluppo di questi modelli sono moltissime; questo è solo il primo tentativo di un'analisi che dovrebbe essere ripetuta per un numero superiore di aziende e che avrebbe bisogno di una *dataset* di rilevazioni sulle quale operare delle simulazioni a più ampio spettro. Qualora si riuscissero a reperire, tramite le banche dati istituzionali, le informazioni in input necessarie, si potrebbe ottenere la definizione di un livello di soglia a livello nazionale. Se il dettaglio fosse ancora maggiore, si potrebbero operare delle simulazioni a scala regionale che, proprio in occasione della redazione dei Piani di Sviluppo Rurale del nuovo periodo di programmazione, potrebbero fornire utili indicazioni per la definizione più puntuale ed efficiente delle misure dedicate alle tematiche ambientali che faranno parte della Priorità 5.

Si tratta, dunque, di un possibile approccio, solidamente ancorato dal punto di vista teorico e, attraverso un primo test, validato sotto il profilo operativo, alla complessa problematica della valutazione ambientale delle aziende agricole. Una valutazione che, per come è impostato il modello, consente anche una valutazione economica che funge da riferimento per delle analisi che si pongono l'obiettivo di valutare l'impatto sul reddito delle imprese dei diversi interventi di natura ambientale.

Si tratta, dunque, di una proposta metodologia che sembra rispondere alle richieste istituzionali e private per la stima delle prestazioni ambientali delle imprese agricole e che, quindi, apre interessanti prospettive per una sua applicazione a livello sia di implementazione di politiche agricole che di definizione di standard ambientali di settore.

BIBLIOGRAFIA

- Alcamo J, Dronin N, Endejan M, Golubev G, Kirilenko A (2007), A new assessment of climate change impacts on food production shortfalls and water availability in Russia. *Global Environmental Change* 17(3–4):429–444.
- Alvarez, R. (2005), A review of nitrogen fertilizer and conservative tillage effects on soil organic storage. *Soil Use and Management*, 21, pp. 38- 52.
- Andersson K., Ohlsson T., Olsson P. (2010), Screening life cycle assessment (LCA) of tomato ketchup: a case study, *Journal of Cleaner Production* 6 (1998) 277–288.
- Andrén O., Kätterer, T., Karlsson, T., Eriksson, J., (2008), Soil C balances in Swedish agricultural soils 1990–2004, with preliminary projections, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81, 129–144.
- Anthoni, P.M., Knohl, A., Rebmann, C., Freibauer, A., Mund, M., Ziegler, W., Kolle, O., Schulze, E.D., (2004), Forest and agricultural land-use-dependent CO₂ exchange in Thuringia, Germany. *Global Change Biol.* 10 (12) (2004), 2005–2019.
- APAT, (2008), Italian Emission Inventory 1990-2006. Informative Inventory Report 2008, July 2008 URL: <http://www.sinanet.apat.it/it/sinanet/> (ultimo accesso Dicembre 2012).
- Ardente F, Beccali G, Cellura M, Marvuglia A (2006) POEMS: a case study of an Italian wine-producing firm. *Environmental Management* 38(3):350–364.
- Audsley E., Alber S., Clift R., Cowell S., Crettaz P., Gaillard G., Hausheer J., Joillet O., Kleijn R., Mortensen B., Pearce D., Roger E., Teulon H., Weidema B., Van Zeijts H. (1997), Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture, Final Report, Concerted Action AIR3-CT94-20 28, European Commission DG VI, Brussels.
- Audsley, E., Stacey, K., Parsons, D.J., Williams, A.G., 2006. Estimation of the Green- house Gas Emissions from Agricultural Pesticide Manufacture and Use. Cranfield University, Cranfield, Bedford.
- Badino V., Baldo G. L. (1998), LCA, istruzioni per l'uso. Esculapio Editore, Bologna.
- Bagliani M., Galli A., Niccolucci V., Marchettini N. (2008), Ecological Footprint analysis applied to a sub-national area. The case of the province of Siena (Italy), *Journal of Environmental Management*, n.86, pp. 354-364.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T. & Griffis, T.J. (2007). Tillage and soil carbon sequestration - what do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118, 1–5.
- Barthès, B., A. Azontonde, E. Blanchart, C. Girardin, C. Villenave, S. Lesaint, R. Oliver, and C. Feller, (2004): Effect of a legume cover crop (*Mucuna pruriens* var. *utilis*) on soil carbon in an Ultisol under maize cultivation in southern Benin. *Soil Use and Management*, 20, pp. 231-239.
- Basset-Mens C., van der Werf H.M.G., Robin P., Morvan Th., Hassouna M., Paillat J.-M., Verte's F., (2007), Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems, *Journal of Cleaner Production* 15 (2007) 1395-1405.
- Baumert K. A., Herzog T., Pershing J., (2005), Navigating the Numbers - Greenhouse Gas Data and International Climate Policy, World Resources Institute publication, available on www.wri.com
- Bayo J., Gómez-López M.D., Faz A., Caballero A., (2012), Environmental assessment of pig slurry management after local characterization and normalization, *Journal of Cleaner Production* 32 (2012) 227-235.
- Benedetto G (2010) Life Cycle Environmental impact of Sardinian wine, EAAE Seminar 'Sustainability in the Food Sector: Rethinking the Relationship between the Agro-Food System and

the Natural, Social, Economic and Institutional Environments', Capri, Italy, 30th June–2nd July, 2010.

Beraud J., Fine P., Yermiyahu U., Keinan M., Rosenberg R., Hadas A., Bar-Tal A., (2005), Modeling carbon and nitrogen transformations for adjustment of compost application with nitrogen uptake by wheat, *Journal of Environmental Quality* 34:664–675.

Billen, N., Röder, C., Gaiser, T., Stahr, K., (2009), Carbon sequestration in soils of SW- Germany as affected by agricultural management—calibration of the EPIC model for regional simulations. *Ecological Modelling* (2009) 220, 71–80.

Bindi M., Olesen J., (2011), The responses of agriculture in Europe to climate change, *Regional Environmental Change* (2011) 11 (Suppl 1):S151–S158.

Birkved M., Hauschild M. Z., (2006), PestLCI—A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA, *ecological modelling* 198 (2006) 433–451.

Boom J. T., (2001), International emissions trading under the Kyoto Protocol: credit trading, *Energy Policy* 29 (2001) 605–613.

Bosco S., Di Bene C., Galli M., Remorini D., Massai R., Bonari E., (2010), Greenhouse gas emissions in the agricultural phase of wine production in the Maremma rural district in Tuscany, Italy, *Italian Journal of Agronomy* 2011, volume 6-15.

Brown, S., Masera, O., and Sathaye, J., (2000), 'Project-Based Activities', in Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D. J., and Dokken, D. J. (eds.), *Land Use, Land- Use Change, and Forestry*, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)-Cambridge University Press, New York, pp. 285–338 (2000).

Brown, S., Sathaye, J., Cannell, M., Kauppi, P., (1996), Management of forests for mitigation of greenhouse gas emissions. In: Watson, R.T., Zinyowera, M.C., Moss, R.H. (Eds.), *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses. Contribution of Working group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 773–797.

Buratti C., Masone M., Simoncini C. (2001), *Certificazione ambientale ed analisi ambientale iniziale: proposta di una metodologia e casi di studio*, *IA Ingegneria Ambientale*, vol. XXX, n. 11/12.

Burrows, E.H., Bubier, J.L., Mosedale, A., Cobb, G.W., Crill, P.M., (2005), Net ecosystem exchange of carbon dioxide in a temperate poor fen: a comparison of automated and manual chamber techniques. *Biogeochemistry* (2005) 76, 21–45.

Cambria D., Pierangeli D., (2011), A life cycle assessment case study for walnut tree (*Juglans regia* L.) seedlings production, *International Journal of Life Cycle Assess* (2011) 16:859–868.

Carvajal M., (2009), Investigation into CO₂ absorbtion of the most representative agricultura crops of the region of Murcia available on <http://www.lessco2.es/> last access: December 2012.

Cavalaglio G., Cotana S. (2007), Recovery of vineyards pruning residues in an agro-energetic chain, contributo presentato presso 15th Biomass Conference and Exhibition, Berlino, 7 – 11 maggio 2007.

Ceotto, E., (2005), The issues of energy and carbon cycle: new perspectives for assessing the environmental impact of animal waste utilization, *Bioresource Technol.* 96, 191–196.

Cerri, C.C., M. Bernoux, C.E.P. Cerri, and C. Feller, (2004): Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. *Soil Use and Management*, 20, pp. 248–254.

Cesaro L., (2010), I cambiamenti in itinere dei programmi di sviluppo rurale per contrastare i cambiamenti climatici, *Agriregionieuropa Anno 6 n°21* available on www.agriregionieuropa.it (last access March 2013).

- Ceschia, E., Beziat, P., Dejoux, J.F., Aubinet, M., Bernhofer, Ch., Bodson, B., Buchmann, N., Carrara, A., Cellier, P., Di Tomasi, P., Elbers, J.A., Eugster, W., Grünwald, T., Jacobs, C.M.J., Jans, W.W.P., Jones, M., Kutsch, W., Lanigan, G., Magliulo, E., Marloie, O., Moors, E.J., Moureaux, C., Oliso, A., Osborne, B., Sanz, M.J., Saunders, M., Smith, P., Soegaard, H., Wattenbach, M., (2010). Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139, 363–383.
- Chatskikh, D., Hansen, S., Olesen, J.E., Petersen, B.M. (2009) A simplified modelling approach for quantifying tillage effects on soil carbon stocks. *European Journal of Soil Science*, December 2009, 60, 924–934.
- Chatskikh, D., Olesen, J.E., Hansen, E.M., Elsgaard, L. & Petersen, B.M. , (2008), Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 128, 117–126.
- Chow CSF, Tang EPY, Fryxell GE (2003) Can eco-labels attract buyers? *European Applied Business Research Conference*, Venice, Italy, 2003.
- Ciais, P., Wattenbach, M., Vuichard, N., Smith, P., Piao, S.L., Don, A., Luyssaert, S., Janssens, I.A., Bondeau, A., Dechow, R., Leip, A., Smith, P.C., Beer, C., van der Werf, G.R., Gervois, S., van Oost, K., Tomelleri, E., Freibauer, A., Schulze, E.D., CarboEurope Synthesis Team, 2009. The European carbon balance: Part 2: croplands. *Global Change Biology*, doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x.
- Cipe, Comitato Interministeriale per la Programmazione Economica, (2002), Deliberazione 19 Dicembre 2002 – Revisione delle linee guida per le politiche e misure nazionali di riduzione dei gas serra (legge n. 120/2002) Delibera 123/2002 www.arbar.it (Ultimo accesso Gennaio 2013).
- ClimSoil, (2008), Review of existing information on the interrelations between soil and climate change, final report 16 December 2008 www.europa.eu (ultimo accesso Dicembre 2012).
- Coderoni S., Bonati G., (2013), Impronta carbonica delle imprese agricole, INEA 2013 available on www.inea.it (lasta access: April 2013).
- Commissione Europea, (1997) ,“Agenda 2000 - Per un’Unione più forte e più ampia – Commissione Europea COM (97) 2000 Vol.1).
- Commissione Europea, 2008, Agricoltura UE – affrontare la sfida del cambiamento climatico, disponibile su <http://ec.europa.eu/agriculture/> , ultimo accesso Agosto 2012.
- Condor R. D., Vitullo M. (2010), Emissioni di gas serra dall'agricoltura, selvicoltura ed altri usi del suolo in Italia, *Agriregionieuropa* anno 6, n.21.
- Cóndor R.D. (2011), Agricoltura: emissioni nazionali in atmosfera dal 1990 al 2009. Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA). Rapporto ISPRA 140/2011.
- Cóndor R.D., Di Cristofaro E., De Lauretis R., (2008), Agricoltura: inventario nazionale delle emissioni e disaggregazione provinciale. Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale, ISPRA Rapporto tecnico 85/2008. Roma, Italia.
- Cóndor, R.D., De Lauretis, R. 2009. I gas serra prodotti dall’agricoltura. *L’Informatore Agrario* 34/2009.
- Cotana F., Costarelli I., (2005) Impianti Sperimentali per il Recupero Energetico da Potature di Vite, Olivo e Frutteti, *Recupero Energetico*, Perugia, 2005.
- Cowie A., Kirschbaum M., Ward M., (2007), Options for including all lands in a future greenhouse gas accounting framework, *Environmental Science & Policy* 10 (2007) 306–321.
- CRPA, (1997), Piani Regionali di Risanamento e tutela della qualità dell’aria. Quadro delle azioni degli enti locali per il settore zootecnico delle aree padane. Allegato 2. Relazione di dettaglio sulla metodologia adottata per la quantificazione delle emissioni di metano. Febbraio 1997.

- CRPA, (2006), Progetto MeditAIRaneo: settore Agricoltura. Relazione finale. Technical report on the framework of the MeditAIRaneo project for the Agriculture sector, Reggio Emilia – Italia.
- Curran M. A. (1996). Environmental Life-Cycle Assessment, McGraw-Hill, New York.
- D'Haene K, Sleutel S, De Neve S, Gabriels D, Hofman, G; (2009). The effect of reduced tillage agriculture on carbon dynamics in silt loam soils. *Nutr Cycl Agroecosyst* (2009) 84:249–265.
- Dalpiaz M., 2008, La condizionalità: significato e contenuti della normativa, *Terratrentina* 6/2008.
- De Benedictis (1998), La qualità agro-ambientale: problemi e politiche, *La Questione Agraria* (70): 15-40.
- De Filippis F., Frascarelli A., (2012), Il nuovo regime dei pagamenti diretti, in *La nuova Pac 2014-2020, Un'analisi delle proposte della Commissione* a cura di De Filippis F., disponibile on line su <http://www.gruppo2013.it/Pagine/default.aspx> (ultimo accesso giugno 2012).
- De Filippis F., Henke R., Pupo D'Andrea M.R., , (1999), “La riforma della Pac in Agenda 2000: continuità e rottura con il passato” *La Questione Agraria*, 73, 1999.
- Desjardins, R. L., Riznek, R., (2000), Agricultural Greenhouse Gas Budget, in McRae, T., Smith, C. A. S., and Gregorich, L. J. (eds.), *Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agri-Environmental Indicator Project*, Catalogue No. A22–201/2000E, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ontario, pp. 133–142.
- Dupraz C, and Liagre, F. (2008). *Agroforestrie: des arbres et des cultures*. Ed. France Agricole, Paris.
- Earles J. M., Halog A. (2011), Consequential life cycle assessment: a review, *International Journal of Life Cycle Assessment*, (16):445-453.
- Eichorn, M.P. et al. (2006) "Silvoarable systems in Europe - past, present and future prospects" *Agroforestry Systems* 67:29-50.
- El-Shaer HM, Rosenzweig C, Iglesias A, Eid MH, Hillel D (1997) Impact of climate change on possible scenarios for Egyptian agriculture in the future. *Mitigation Adaptation Strategy Global Change* 1(3):233–250.
- Elsgaard L., Görres C.M., Hoffmann C.C., Blicher-Mathiesen C., Schelde K., Petersen S. O., (2012), Net ecosystem exchange of CO₂ and carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 162 (2012) 52–67.
- EMEP/CORINAIR, (2007), Atmospheric Emission Inventory Guidebook. Technical report No 16/2007 <http://www.eea.europa.eu/publications> (ultimo accesso Agosto 2012).
- EMEP/CORINAIR, 2005. Atmospheric Emission Inventory Guidebook. Technical report n. 30.
- EMEP/EEA, (2009), Air Pollutant Emission Inventory Guidebook. EEA. Technical report No 9/2009, <http://www.eea.europa.eu/publications> (ultimo accesso Agosto 2012).
- EPA, 2006. Global anthropogenic non-CO₂ greenhouse gas emissions: 1990–2020. United States Environmental Protection Agency, EPA 430-R-06-003, June, 2006, Washington, DC, USA.
- Erisman JW, Sutton MA, Galloway J, Klimont Z, Winiwarter W (2008) How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1(10): 636–639.
- European Commission (2012a), Communication on accounting for land use, land use change and forestry (LULUCF) in the Union's climate change commitments COM/2012/94.
- European Commission, (2012b), Modifica della proposta della Commissione COM(2011) 627 final/3 di Regolamento del Parlamento Europeo e del Consiglio sul sostegno allo sviluppo rurale da parte del Fondo europeo agricolo per lo sviluppo rurale (FEASR) Bruxelles, 25.9.2012 COM(2012) 553 final.

European Commission, (2012c), Decision Of The European Parliament and Of The Council on accounting rules and action plans on greenhouse gas emissions and removals resulting from activities related to land use, land use change and forestry COM/2012/93.

European Commission, (2004), Decision European Commission No. 130 29/12/2004.

European Commission, (2010), The CAP towards 2020: Meeting the food, natural resources and territorial challenges of the future, COM(2010) 672.

European Commission, (2011a), Impact Assessment. Common Agricultural Policy towards 2020. Annex 2: Greening the CAP, Commission Staff Working Paper, Brussels.

European Commission, (2011b), Proposta di Regolamento del Parlamento Europeo e del Consiglio sul sostegno allo sviluppo rurale da parte del Fondo europeo agricolo per lo sviluppo rurale (FEASR). Bruxelles, 12.10.2011 COM(2011) 627 definitivo.

European Council, (2012), Concept paper – May 2012, Agricultural Council – Greening. http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/legal-proposals/concept-paper-on-greening_en.pdf

European Environment Agency – EEA (2011). *Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2009 and inventory report 2011*. Technical report 2/2011.

EUROSTAT, 2008. Agricultural statistics 2008 edition. Main results – 2006–2007. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. EUROSTAT Pocketbooks. DOI 10.2785/13552. p. 155.

Falge E., Baldocchi D., Olson R., Anthoni P., Aubinet M., Bernhofere C., Burba G., Ceulemans R., Clement R., Dolman H., Granier A., Gross P., Grünwald T., Hollinger D., Jensen N., Katul G., Keronen P., Kowalski A., Ta Lai C., Law B., Meyers T., Moncrieff J., Moors E., Munger W., Pilegaard K., Rannik U., Rebmann C., Suyker A., Tenhunen J., Tu K., Verma S., Vesala T., Wilson K., Wofsy S., (2001), Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange, *Agricultural and Forest Meteorology* 107 (2001) 43–69.

Falloon, P. & Smith, P., (2003), Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections. *Soil Use & Management*, 19, 265–269.

Farrell, A.E., Plevin, R. J., Turner B.T., Jones, A. D., O'Hare, M., Kammen, D. M., (2006), Ethanol Can Contribute to Energy and Environmental Goals. *Science* 311, 506-508 (corrected *Science* 312, 1748 (2006)).

Fearne A, Soosay C, Stringer R, Umberger W, Dent B, Camilleri C, Henderson D, Mugford A (2009) Sustainable value chain analysis: a case study of South Australian wine. http://www.pir.sa.gov.au/wine/value_chains. Accessed 20 Jan 2012.

Ferng, J., (2005), Local sustainable yield and embodied resources in ecological footprint analysis – a case study on the required paddy field in Taiwan. *Ecological Economics* 53, 415–430.

Ferro O. (1988) “Politiche dei prezzi e dei redditi, in Istituzioni di politica agraria”, Edagricole, Bologna.

Fiala, N., (2008), Measuring sustainability: why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science. *Ecol. Econ.* 67 (4), 519–525.

Flach, K.W., Barnwell, T.O.J., Crossen, P., (1997), Impacts of agriculture on atmospheric carbon dioxide. In: Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.T., Cole, C.V. (Eds.), *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, pp. 313.

Franzluebbers, A.J., Follett, R.F., (2005), Greenhouse gas contributions and mitigation potential in agricultural regions of North America: introduction. *Soil and Tillage Research* 83, 1-8.

- Frascarelli A., (2007), Il futuro della Pac: sostegno dei redditi e politica ambientale, *Agriregionieuropa*, Anno 3, n.11, dicembre 2007, Ancona, 2007.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J., (2004), Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1–23.
- Freitas de Alvarenga R. A., Prudêncio da Silva Júnior V., Soares S. R., (2012), Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production, *Journal of Cleaner Production* 28 (2012) 25-32.
- Fung, I.Y., Doney, S.C., Lindsay, K., John, J., (2005), Evolution of carbon sinks in a changing climate *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102, 11201–11206.
- Galli, A., Kitzes, J., Wermer, P., Wackernagel, M., Niccolucci, V., Tiezzi, E., (2007), An exploration of the mathematics behind the Ecological Footprint. *International Journal of Ecodynamics* 2 (4), 250–257.
- García-Oliva F., Masera O. R., (2004), Assessment and measurement issues related to soil carbon sequestration in land-use, land-use change, and forestry (lulucf) projects under the kyoto protocol, *Climatic change* 65: 347–364.
- Gavaland, A, and Burnel, L. (2005). Croissance et biomasse aérienne de noyers noirs, *Chambres d’agriculture* n° 945, pp. 20-21.
- Gazulla C, Raugei M, Fullana-I-Palmer P (2010) Taking a life cycle look at crianza wine production in Spain: where are the bottlenecks? *International Journal of Life Cycle Assessment* 15(4):330–337.
- Gervois, S., Ciais, P., de Noblet-Ducoudré, N., Brisson, N., Vuichard, N., Viovy, N., 2008. Carbon and water balance of European croplands throughout the 20th century. *Global Biogeochemical Cycles* 22, doi:10.1029/2007GB003018
- Gilmanov, T., Sousanna, J.F., Aires, L., Allard, V., Ammann, C., Balzarolo, M., Barcza, M., Dore, S., Eugster, W., Fuhrer, J., Gimeno, C., Gruenwald, T., Haszpra, L., Hensen, A., Ibrom, A., Jacobs, A.F.G., Jones, M.B., Lanigan, G., Laurila, T., Lohila, A., Manca, G., Marcolla, B., Nagy, Z., Pilegaard, K., Pinter, K., Pio, C., Raschi, A., Rogiers, M., Sanz, M.J., Stefani, P., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R., Williams, M.L., Wohlfahrt, G., (2007) Partitioning European grassland net ecosystem exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. *Agricultural Ecosystem Environmental* (2007) 121, 93–120.
- Global Footprint Network (GFN), (2010), Calculation Methodology for the National Footprint Accounts, 2010 edition. Global Footprint Network, Oakland, Available at: <http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/methodology> (accessed February 2012).
- Global Footprint Network (GFN), (2011), National Footprint Account. Global FootprintNetwork
- Govaerts, B., Verhulst, N., Castellanos-Navarrete, A., Sayre, K.D., Dixon, J. & Dendooven, L. 2009. Conservation agriculture and soil carbon sequestration: between myth and farmer reality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28, 97–122.
- Grant B., Smith W. N., Desjardins R. , Lemke R. , Li C. , (2004), Estimated N2O and CO2 emissions as influenced by agricultural practices in Canada, *Climatic Change* 65: 315–332, 2004.
- Grant, B., Smith, W.N., Desjardins, R., Lemke, R. & Li, C. 2004. Estimated N2O and CO2 emissions as influenced by agricultural practices in Canada. *Climatic Change*, 65, 315–332.
- Gregorich, E.G., P. Rochette, A.J. van den Bygaart, and D.A. Angers, 2005: Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil and Tillage Research*, 83, pp. 53-72.
- Guo, L.B. and R.M. Gifford, 2002: Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8, pp. 345-360.

- Harris, J.M., (1996), World agricultural future: regional sustainability and ecological limits. *Ecological Economics* 17, 95–115.
- Harvey, D., 2010. *Energy and the New Reality 1 – Energy Efficiency and the Demand for Energy Services*. Earthscan Press, London.
- Husted S., (1993), An open chamber technique for determination of methane emission from stored livestock manure, *Atmospheric Environment* 11 (27).
- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., Desjardins, R.L., (2007), Some perspectives on carbon sequestration in agriculture, *Agricultural and Forest Meteorology* (2007) 142, 288–302.
- Iglesias A, Quiroga S, Moneo M, Garrote L (2010) From climate change impacts to the development of adaptation strategies: challenges for agriculture in Europe. *Climate Change*.
- Iglesias A., Mougou R., Moneo M., Quiroga S., (2011), Towards adaptation of agriculture to climate change in the Mediterranean, *Reg Environ Change* (2011) 11 (Suppl 1):S159–S166.
- Imkamp H (2000) The interest of consumers in ecological product information is growing—evidence from two German surveys. *Journal of Consumer Policy* 23:193–202.
- INEA (2010a) “Il campione RICA: metodologia di calcolo dei pesi e analisi dell’affidabilità delle stime” Collana Metodi RICA, INEA Roma Marzo 2010
- INEA (2010b) “La definizione di Standard Output,” in Franco Mari e Rachele Rossi (a cura di) “I Redditi Lordi Standard e gli Standard Output “2004” delle attività produttive agricole italiane” Collana Metodi RICA, INEA Roma Agosto 2010.
- IPCC (2006), *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC, (1997), *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Emission Inventories*. Three volumes: Reference Manual, Reporting Manual, Reporting Guidelines and Workbook. IPCC/OECD/IEA. IPCC WG1 Technical Support Unit, Hadley Centre, Meteorological Centre, Meteorological Office, Bracknell, UK.
- IPCC, (2000), *Land Use, Land-Use Change and Forestry, A Special Report of the IPCC*. Cambridge University Press, 377 pp.
- Iraldo F. (2007), La certificazione di prodotto Ecolabel è realmente un fattore competitivo?, *Ambiente e sicurezza – il sole 24 ore*, n.16, 14 agosto 2007.
- Iso 14025 (2000), *Environmental labels and declarations e Type III environmental labelling*. International Organization for Standardization, Geneva.
- Iso 14040:2006 (2006), *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Second edition.
- Iso 14040:2006 (2006), *Second edition, Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*.
- Iso 14067: Carbon Footprint of Products www.europeanoutdoorsustainability.org (ultimo accesso luglio 2012).
- ISPRA, 2008, *Serie storiche dal 1980 al 2006 delle emissioni nazionali di inquinanti atmosferici, Rete del Sistema Informativo Nazionale Ambientale - SINANET*. URL: <http://www.sinanet.apat.it/it/sinanet/> (ultimo accesso Dicembre 2012)
- ISPRA, 2011, *Italian Greenhouse Gas Inventory 1990-2009. National Inventory Report 2011. Rapporto ISPRA 139/2011*. Roma, Italia. URL: <http://www.isprambiente.gov.it/> Ultimo accesso Agosto 2012.

- Janssens, I.A., Freibauer, A., Schlaumadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A.J., Heimann, M., Nabuurs, G.-J., Smith, P., Valentini, R., Shculze, D.-E., (2005), The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – a European case study, *Biogeosciences* 2, 15–26 (2005).
- Jeppesen E, Kronvang B, Meerhoff M, Søndergaard M, Hansen KM, Andersen HE, Lauridsen TL, Bekioglou M, Ozen A, Olesen JE (2009) Climate change effects on runoff, phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality* 38: 1930–1941.
- Khanna N., (2001), Analyzing the economic cost of the Kyoto protocol, *Ecological Economics* 38 (2001) 59–69.
- Kitzes, J., Galli, A., Bagliani, M., Barrett, J., Dige, G., Ede, S., Erb, K., Giljum, S., Haberl, H., Hails, C., Jungwirth, S., Lenzen, M., Lewis, K., Loh, J., Marchettini, N., Messinger, H., Milne, K., Moles, R., Monfreda, C., Moran, D., Nakano, K., Pyhala, A., Rees, W., Simmons, C., Wackernagel, M., Wada, Y., Walsh, C., Wiedmann, T., (2007). A research agenda for improving national Ecological Footprint accounts. International Ecological Footprint Conference—Stepping up the Pace: New Developments in Ecological Footprint Methodology, Policy & Practice, May 8–10, Cardiff.
- Koga, N., T. Sawamoto, and H. Tsuruta (2006), Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52, pp. 564-574.
- Lal, R. (2002). Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental Pollution*, 116, 353–362.
- Lal R., (2004), Carbon emission from farm operations, *Environment International* 30 (2004) 981–990
- Lal, R. (2007), Carbon management in agricultural soils. In *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* (2007) 12:303-322.
- Lal, R., (2000), World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon, *Advances in Agronomy* (2000) 71, 145–191.
- Lal, R., Bruce, J. P., (1999), The Potential of World Cropland Soils to Sequester C and Mitigate the Greenhouse Effect, *Environmental Science Policy* 2 (2), 177–185.
- Lehuger S., Gabrielle B., Cellier P-, Loubet B., Roche R., Béziat P., Ceschia E., Wattenbach M., (2010), Predicting the net carbon exchanges of crop rotations in Europe with an agro-ecosystem model, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139 (2010) 384–395.
- Lewan L, Simmons C. (2001) The use of Ecological Footprint and Biocapacity Analyses as Sustainability Indicators for Sub-national Geographical Areas: a Recommended way International Ecological Footprint Conference. Cardiff, 8th – 10th May 2007 Forward. Final Report. European Common Indicators Project EUROCITIES/Ambiente Italia.
- Lobell D.B., Burke M.B., Tebaldi C., Mastrandrea M.D., Falcon W.D., Naylor R.L., (2008), Prioritizing climate change adaptation needs for food security in 2030. *Science* 319(5863):607–610.
- Madari, B., P.L.O.A. Machado, E. Torres, A.G. Andrade, and L.I.O. Valencia, (2005): No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 80, pp. 185-200.
- Madlener R., Robledo C., Muys B., Blanco Freja T.J., (2006) A sustainability framework for enhancing the long-term success of lulucf projects, *Climatic change* (2006) 75: 241–271.
- Mantino F., (2012) Alla ricerca dell'integrazione perduta tra aiuti Pac, sviluppo rurale e politiche di coesione nella riforma 2014-2020, *Agriregionieuropa Anno 8 n°29* available on www.agriregionieuropa.it (last access March 2013).

- Marland G, Fruit K, Sedjo R , (2001), Accounting for sequestered carbon: the question of permanence. *Environ Science Policy* 4(6):259–268 2001.
- Matthews A., 2011 Post-2013 EU Common Agricultural Policy, Trade and Development: A Review of Legislative Proposals, available on <http://ictsd.org/i/publications/115162/> (last access March 2013).
- Merlo M., Milocco E., Painting R., Virgiglietti P., (1999), La creazione di mercati per i beni e servizi ricreativo-ambientali collegati ad agricoltura e foreste: un'indagine in Austria, Germania, Italia e Olanda, *Rivista di Economia Agraria* (4): 517-543.
- Michelsen O., Fet A. M., Dahlsrud A. (2006), Eco-efficiency in extended supply chains: a case study of furniture production. *Journal of Environmental Management*, 79:290–297.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), (2005), *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC.
- Min H, Galle WP (1997) Green purchasing strategies: trends and implications. *Journal of Supply Chain Management* 33:10–17.
- Monfreda, C., Wackernagel, M., Deumling, D., (2004), Establishing national natural capital accounts based on detailed Ecological Footprint and biological capacity assessments. *Land Use Policy* 21, 231–246.
- Montagnini and Nair. (2004). Carbon sequestration: an underexploited environmental benefit of agroforestry systems, *Agroforestry Systems* 61/62, pp. 281–295.
- Moors E.J., Jacobs C., Jans W., Supit W., Kutsch W. L., Bernhofer C., Béziat p., Buchmann N., Carrara A., Ceschia E., Elbers J., Eugster W., Kruijt B., Loubet B., Magliulo E., Moureaux C., Oliso A., Saunders M., Soegaard H., (2010), Variability in carbon exchange of European croplands, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139 (2010) 325–335.
- Morgante A et al. (2004) Applicazione della procedura ‘VerdEE’ al ciclo di vita di un vino biologico abruzzese. *Atti XXI Congresso Nazionale di Merceologia*, 22–24 September, Foggia, Italy.
- Moxey A., Whithby M., Lowe P. ,(1998), Environmental indicators for a reformed CAP: monitoring and evaluating policies in agriculture, Research Report of the Centre for Rural Economy, University of Newcastle upon Tyne, UK.
- Móznér, Z., Tabi, A., Csutora, M., (2012), In the quest for the sustainable agricultural yield comparing the environmental impacts of intensive and extensive agricultural practices. *Ecological Indicators* 16, 58–66.
- Mutuo, P.K., G. Cadisch, A. Albrecht, C.A. Palm, and L. Verchot, 2005: Potential of agroforestry for carbon sequestration and mitigation of greenhouse gas emissions from soils in the tropics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71, pp. 43-54.
- Nannipieri P., Falchini L., Landi L., Benedetti A., Canali S., Tittarelli F., Ferri D., Convertini G., Badalucco L., Grego S., Vittori-Antisari L., Raglione M. and Barraclough D., 1999, Nitrogen uptake by crops, soil distribution and recovery of urea-N in a sorghum–wheat rotation in different soils under Mediterranean conditions, (1999) *Plant and Soil* 208: 43–56, 1999.
- Nellemann, C., MacDevette, M., Manders, T., Eickhout, B., Svihus, B., Prins, A.G. and Kaltenborn, B.P. (eds). (2009), *The environmental food crisis – The environment’s role in averting future food crises*, A UNEP rapid response assessment. United Nations Environment programme, GRID-Arendal.
- Nemecek T, Kägi T (2007), Life cycle inventories of Swiss and European agricultural production systems. Final report ecoinvent v2.0 No 15a. Zürich and Dübendorf, Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station. www.ecoinvent.ch (Accessed 16 December 2011).

- Niggli, U., Fließbach, A., Hepperly, P. and Scialabba, N. (2009). Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems. FAO, April 2009, Rev. 2 – 2009.
- Noble I., Scholes R.J., (2001), Sinks and the Kyoto Protocol, *Climate Policy* 1: 5–25.
- Oelbermann, M., R.P. Voroney, and A.M. Gordon, (2004): Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 104, pp. 359-377.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J. & Paustian, K. (2005). Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72, 87–121.
- Padilla E. (2002), Intergenerational equity and sustainability, *Ecological Economics*, 41(74):69-83.
- Parlamento Europeo (2011), Risoluzione del Parlamento Europeo del 23 giugno 2011 sulla PAC verso il 2020: rispondere alle future sfide dell'alimentazione, delle risorse naturali e del territorio (2011/2051(INI)). Parlamento Europeo, 2011 available on <http://www.europarl.europa.eu/> (last access March 2013).
- Passeri N., Blasi E., Franco S., (2012), Le performance ambientali dei processi di produzione agricola: Cosa la Carbon Footprint non è in grado di dire , atti del 1st AIEAA Conference ‘Towards a Sustainable Bio-economy: Economic Issues and Policy Challenges’ 4-5 Giugno, 2012 Trento, Italy.
- Passeri N., Borucke M., Blasi E., Franco S., Lazarus E., (2013b), The influence of farming technique on cropland: A new approach for the Ecological Footprint, *Ecological Indicators* 29 (2013) 1–5.
- Passeri N., Pancino B., Franco S., (2013a), La certificazione ambientale: un quadro d’insieme, in corso di pubblicazione su *Economics and Policy of Energy and the Environment*.
- Paul, E.A., S.J. Morris, J. Six, K. Paustian, and E.G. Gregorich, (2003), Interpretation of soil carbon and nitrogen dynamics in agricultural and afforested soils. *Soil Science Society of America Journal*, 67, pp. 1620- 1628.
- Penela A.C., García-Negro M., Quesada J. L. D., (2009), A Methodological Proposal for Corporate Carbon Footprint and Its Application to a Wine-Producing Company in Galicia, Spain, *Sustainability* 2009, 1, 302-318.
- Pettenella D., Zanchi G., Ciccicarese L. (2006), Il settore primario e la riduzione delle emissioni di gas ad effetto serra. Tra strumenti diretti di compensazione e politiche generiche di sostegno del settore, *Politica Agricola Internazionale*, n.5, pp. 27-48.
- Petti L, Raggi A, De Camillis C, Matteucci P, Sara B, Pagliuca G (2006) Life cycle approach in an organic wine-making firm: an Italian case-study. *Proceedings Fifth Australian Conference on Life Cycle Assessment*, Melbourne, Australia, 22–24 November 2006. <http://www.conference.alcas.asn.au/2006/Petti%20et%20al.pdf>. Accessed 29 Jan 2012.
- Petty and Ball, (2001) Petty, J., Ball, A., 2001, Agricultural influences on carbon emissions and sequestration: a review of evidence and the emerging trading options. Center for Environment and Society Occasional Paper 10001-03, University of Essex, Colchester.
- Pizzigallo ACI, Granai C, Borsa S (2008) The joint use of LCA and emergy evaluation for the analysis of two Italian wine farms. *Journal of Environmental Management* 86:396–406.
- Povellato A., Sardone R. E ,Zezza A. (2001), Gli obiettivi ambientali nelle politiche agricole e rurali dell'Unione Europea, in *Agricoltura e Natura*, a cura di Arzeni A., Esposti R. e Sotte F., FrancoAngeli, Milano.
- Provincia di Siena (2002) Spin-Eco, Studio di sostenibilità della provincia di Siena attraverso indicatori ecodinamici, 2002 (www.provincia.siena.it).

Provincia di Siena, (2009), Progetto REGES Bilancio Delle Emissioni Dei Gas Ad Effetto Serra Per Il Territorio Della Provincia Di Siena Verifica E Certificazione Anno 2007 disponibile su <http://www.a pea.siena.it/> (ultimo accesso: Giugno 2012).

Pulina, (2010) “Simulazione sul modello matematico STELLA® di un sistema di allevamento “linea vacca-vitello” Footprint in zootecnia, convegno ASPRA 2011.

Pulselli F.M. (2007) Bastianoni S., Marchettini N., Tiezzi E., La soglia della sostenibilità, Donzelli Editore, Roma.

Quiroga S, Iglesias A (2009) A comparison of the climate risks of cereal, citrus, grapevine and olive production in Spain. *Agricultural System* 101:91–100.

Rees, W.E., (1992). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization* 4 (2), 121–130.

Rees,W.E., Wackernagel, M., (1994). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: measuring the natural capital requirements of the human economy. In: Jansson, A., Hammer,M., Folke, C., Costanza, R. (Eds.), *Investing in natural capital: the ecological economics approach to sustainability*. Island Press, Washington, pp. 362–390.

Reg CE N 1259/99, (1999), REGOLAMENTO (CE) N. 1259/1999 DEL CONSIGLIO del 17 maggio 1999 che stabilisce norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nell'ambito della politica agricola comune.

Reg CE N 1698/05, (2005), Regolamento (CE) n. 1698/2005 del Consiglio, del 20 settembre 2005, sul sostegno allo sviluppo rurale da parte del Fondo europeo agricolo per lo sviluppo rurale (FEASR).

Reg CE N 73/09, (2009), REGOLAMENTO (CE) N. 73/2009 DEL CONSIGLIO del 19 gennaio 2009 che stabilisce norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto agli agricoltori nell'ambito della politica agricola comune e istituisce taluni regimi di sostegno a favore degli agricoltori, e che modifica i regolamenti (CE) n. 1290/2005, (CE) n. 247/2006, (CE) n. 378/2007 e abroga il regolamento (CE) n. 1782/2003.

Reg CE N 74/06, (2006),REGOLAMENTO (CE) N. 74/2006 DELLA COMMISSIONE del 17 gennaio 2006 recante fissazione dei valori forfettari all'importazione ai fini della determinazione del prezzo di entrata di alcuni ortofrutticoli.

Reg CE N. 1782/2003, (2003), Regolamento del Consiglio Europeo del 29 settembre 2003 che stabilisce norme comuni relative ai regimi di sostegno diretto nell'ambito della politica agricola comune e istituisce taluni regimi di sostegno a favore degli agricoltori e che modifica i regolamenti (CEE) n. 2019/93, (CE) n. 1452/2001, (CE) n. 1453/2001, (CE) n. 1454/2001, (CE) n. 1868/94, (CE) n. 1251/1999, (CE) n. 1254/1999, (CE) n. 1673/2000, (CEE) n. 2358/71 e (CE) n. 2529/2001.

Reicosky, D.C., Hatfield, J.L., Sass, R.L., 2000. Agricultural contribution to greenhouse gas emissions, In: Reddy, R., Hodges, H. (Eds.), *Climate Change and Global Crop Productivity*. CABI Publishing, Wallingford, Oxon, UK, pp. 37-55.

Robertson, G.P., Paul, E.A. & Harwood, R.R., (2000), Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289, 1922–1925.

RRN - Rete Rurale Nazionale, (2009), Analisi dei PSR sulle nuove sfide dell’Health Check, available on : <http://www.reterurale.it/> (last access March 2013).

RRN - Rete Rurale Nazionale, (2010), Rapporto di applicazione della condizionalità in Italia, available on : <http://www.reterurale.it/> (last access March 2013).

Sadet-Bourgeteau S., Martin C., Morgavi D.P., (2010), Bacterial diversity dynamics in rumen epithelium of wethers fed forage and mixed concentrate forage diets, *Veterinary Microbiology* 146 (2010) 98–104.

Sampson, R.N., Scholes, R.J., Cerri, C., Erda, L., Hall, D.O., Handa, M., Hill, P., Howden, M., Janzen, H., Kimble, J., Lal, R., Marland, G., Minami, K., Paustian, K., Read, P., Sanchez, P.A., Scoppa, C., Solberg, B., Trossero, M.A., Trumbore, S., Van Cleemput, O., Whitmore, A., Xu, D., (2000), Additional human-induced activities—Article 3.4. In: Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J., Dokken, D.J., (Eds.), *Land Use, Land-Use Change and Forestry. A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, 377 pp. 181–248 (2000).

Sanchez M.L. , Ozores M.I., Colle R., Lopez M.J., De Torre B., Garcia M.A., PerezSoil I. , (2002), CO₂ fluxes in cereal land use of the Spanish plateau: influence of conventional and reduced tillage practices, *Chemosphere* 47 (2002) 837–844

Scam, 2010, EPD 2010. N. Registration: S-P-00120.

Schlamadinger B., Bird N., Johns T., Brown S., Canadell J., Ciccicarese L., Dutschke M., Fiedler J., Fischlin A., Fearnside P., Forner C., Freibauer A., Frumhoff P., Hoehne N., Kirschbaum M.U.F., Labat A., Marland G. , Michaelowa A., Montanarella L. , Moutinho P., Murdiyarso D., Pena N. , Pingoud K., Rakonczay Z., Rametsteiner E., Rock J., Sanz M.J., Schneider U.A., Shvidenko A., Skutsch M., Smith P., Somogyi Z., Trines E., Ward M., Yamagata Y., (2007), Synopsis of land use, land-use change and forestry (LULUCF) under the Kyoto Protocol and Marrakech Accords, *Environmental science & policy* 10 (2007) 271–282.

Schöner G, Carlson J, Subramanian V, Childs C, Dooley K (2011) The sustainability consortium: a stakeholder approach to improve consumer product sustainability. *Proceedings of the Life Cycle Management Conference*, Berlin, Germany, 28–31 August 2011.

Serment A., Schmidely P., Giger-Reverdin S., Chapoutot P., Sauviant D., (2009), Effects of the percentage of concentrate on rumen fermentation, nutrient digestibility, plasma metabolites, and milk composition in mid-lactation goats, *Journal of Dairy Science* (2009) 94:3960–3972.

Six, J., Ogle, S.M., Breidt, F.J., Conant, R.T., Mosier, A.R. & Paustian, K. (2004). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155–160.

Smith J, Smith P, Wattenbach M, Zaehle S, Hiederer R, Jones RJA, Montanarella L, Rounsevell MDA, Reginster I, Ewert F (2005) Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Glob Change Biol* 11:2141–2152.

Smith, J.U., Smith, P., Wattenbach, M., Zaehle, S., Hiederer, R., Jones, R.J.A. et al . (2005a), Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Global Change Biology*, 11, 2141–2152.

Smith, P., (2004), Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy*, 20, pp. 229– 236.

Smith, P., Andrén, O., Karlsson, T., Perälä, P., Regina, K., Rounsevell, M., van Wese- mael, B., (2005), Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated, *Global Change Biology* 11, 2153–2163 (2005).

Smith, P., Goulding, K.W., Smith, K.A., Powlson, D.S., Smith, J.U., Falloon, P.D., Coleman, K., (2001) Enhancing the carbon sink in European agricultural soils: including trace gas fluxes in estimates of carbon mitigation potential. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (2001) 60, 237–252.

Smith, P., Martino D., Cai Z., Gwary D., Janzen H.H., Kumar P., McCarl B.A., Ogle S.M., O'Mara F., Rice C., Scholes R.J., Sirotenko O., Howden M., McAllister T., Pan G., Romanenkov V., Schneider U.A., Towprayoon S. (2007), Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, pp. 6–28.

Smith, W. N., Desjardins, R. L., Grant, B., (2001), Estimated Changes in Soil Carbon Associated with Agricultural Practices in Canada, *Canadian Journal of Soil Science* 81, 221–227.

- Sofo A., Nuzzo V., Palese M.P., Xiloyannis C., Celano G., Zukowskyj P., Dichio B., (2005), Net CO₂ storage in mediterranean olive and peach orchards, *Scientia Horticulturae* 107 (2005) 17–24.
- Sotte F., (2007), “Il futuro del secondo pilastro e della Pac. Nel quadro delle politiche di sviluppo e di coesione dell’Unione Europea”, in De Filippis F. (a cura di), *Oltre il 2013. Il futuro delle politiche dell’Unione Europea per l’agricoltura e le aree rurali*, Quaderni del Gruppo 2013, Edizioni Tellus, Roma, 2007.
- Steed Jr. J., Hashimoto A.G., (1995), Methane emissions from typical manure management systems, *Bioresource Technology*, 50 pp. 123-130.
- Suh, S.; Lenzen, M.; Treloar, G.J.; Hondo, H.; Horvath, A.; Huppes, G.; Joliet, O.; Klann, U.; Krewitt, W.; Moriguchi, Y.; Munksgaard, J.; Norris, G., (2004), System Boundary Selection in Life-cycle Inventories. *Environment Science Technology* 2004, 38, 657-664.
- Syed, K.H., Flanagan, L.B., Carlson, P.J., Glenn, A.J., Van Gaalen, K.E., (2006), Environmental control of net ecosystem CO₂ exchange in a treed moderately rich fen in northern Alberta. *Agric. Forest Meteorology* (2006) 140, 97–114.
- Tilman, D., Cassman K. G., Matson P.A., Naylor R. Polasky S., (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices, *Nature* 418.
- Tonon, G. Magnani, F. (2005), Il ruolo dei serbatoi di cattura: le foreste e i suoli forestali, In *Il Protocollo di Kyoto: il ruolo del suolo nella cattura della CO₂ atmosferica*, Il suolo 1-3 2005, numero 34-36, anno XI, 15-16, Atti della giornata di studio, Bologna, 11 novembre 2005.
- Torrellas M., Antón A., López J.C., Baeza E. J., Pérez Parra J., Muñoz P., Montero J. I., (2012) LCA of a tomato crop in a multi-tunnel greenhouse in Almeria *International Journal of Life Cycle Assess* (2012) 17:863–875.
- Tuomisto H.L., Hodge I.D., Riordan P., Macdonald D.W. (2012), Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses, *Agricultural Systems* 108, pp. 42–49.
- UN (United Nations) , (1998), Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Available online at: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf> (last accessed 8 June 2007).
- UN (United Nations), (1992), Convention on Biological Diversity, Available online at: www.cbd.int (last accessed January 2013).
- UNEP, (2011), Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication, www.unep.org/greeneconomy ISBN: 978-92-807-3143-9
- UNFCCC secretariat, (2007), Kyoto Protocol Reference Manual on Accounting of Emissions and Assigned Amounts. Available online at: <http://unfccc.int/> (last accessed 8 June 2007).
- Van Kooten GC, (2009), Biological carbon sequestration and carbon trading re-visited. *Climate Change* 95:1–2 2009.
- Velthof G., Kuikman P., Oenema O., 2003, Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions, *Biol Fertil Soils* (2003) 37:221–230.
- Vleeshouwers, L.M., Verhagen, A., (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe *Global Change Biology* 8, 519–530.
- Wackernagel M., Rees W., (2008), *L’impronta ecologica, come ridurre l’impatto dell’uomo sulla terra*, Edizioni Ambiente, Roma.
- Wackernagel M., Rees W.E. (1996), *L’Impronta Ecologica. Come ridurre l’impatto dell’uomo sulla terra*, Milano: Edizioni Ambiente, 2000, tradotto dall’inglese.

Watson, R. T., Rodhe, H., Oeschger, H., and Siegenthaler, U. (1990), 'Greenhouse Gases and Aerosols', in Houghton, J. T., Jenkins, G. J., and Ephraums, J. J. (eds.), *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment*, Cambridge University Press, U.K., p. 365.

Weidema BP et al, (2008), Carbon Footprint. A catalyst for life cycle assessment? *Journal of Industrial Ecology* 12(1):3–6.

Weiske, A., Petersen, S.O., (2006), Mitigation of greenhouse gas emissions from livestock production. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 105-106.

West T.O., Marland G. (2002), Net carbon flux from agricultural ecosystems: methodology for full carbon cycle analyses, *Environmental Pollution* 116, pp. 439–444.

West, T.O. & Post, W.M. (2002). Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1930– 1946.

White B. (2002), Designing voluntary Agri-environmental policy with hidden information and hidden action: a note, *Journal of Agricultural Economics* (53): 353-360.

Wine Institute, (2010), Greenhouse gas protocol and accounting tool. <http://www.wineinstitute.org/ghgprotocol>. Accessed 29 Jan 2012.

Wohlfahrt, G., Anderson-Dunn, M., Bahn, M., Balzarolo, M., Berninger, F., Campbell, C., Carrara, A., Cescatti, A., Christensen, T., Dore, S., Eugster, W., Friborg, T., Furger, M., Gianelle, D., Gimeno, C., Hargreaves, K., Hari, P., Haslwanter, A., Johansson, T., Marcolla, B., Milford, C., Nagy, Z., Nemitz, E., Rogiers, N., Sanz, M., Siegwolf, R., Susiluoto, S., Sutton, M., Tuba, Z., Ugolini, F., Valentini, R., Zorer, R., Cernusca, A., (2008), Biotic, abiotic, and management controls on the net ecosystem CO₂ exchange of European mountain grassland ecosystems. *Ecosystems* 11, 1338–1351.

Zhang, H.C., Yu, S.Y., (1999), A quantitative approach in environmental conscious product design support. In: *Proceedings of International Symposium on Electronics & the Environment*, Danvers, MA, May 11–13, pp. 280–285.